

Bijlage 1:

Literatuurstudie Landschapsdijken

Als voorbereiding op dit project werd door het laboratorium voor Bosbouw (Universiteit Gent) een literatuurstudie die de kennis over bebossingsmogelijkheden van landschapsdijken anno 2000 beschrijft. De studie gaat ondermeer in op de bestaande kennis omtrent randvoorwaardes voor bebossing, soortenkeuze, de polluenten en de hiermee gepaard gaande risico's en de ontwikkeling van bosecosystemen.



FACULTEIT LANDBOUWKUNDIGE EN TOEGEPASTE
BIOLOGISCHE WETENSCHAPPEN

VAKGROEP BOS EN WATERBEHEER

LABORATORIUM VOOR BOSBOUW



GEMEENTELIJK HAVENBEDRIJF
ANTWERPEN

Onderzoeksproject landschapsdijken

Literatuurstudie

J. Mertens & N. Lust

April 2003

Inhoudsopgave

1.	Inleiding.....	1
1.1.	Landschapsheuvels	1
1.2.	Voordelen van beplanting met bomen	3
1.2.1.	Bodemvastlegging en bodemvorming	3
1.2.2.	Uitspoeling polluenten	3
1.2.3.	Opname van polluenten uit de bodem	3
1.2.4.	Luchtfiltering	4
1.2.5.	Schermfunctie.....	5
1.3.	Historiek van het onderzoek.....	6
2.	Randvoorwaarden voor de groei van bomen en bossen	7
2.1.	Bodemvochtgehalte	7
2.2.	Zoutgehalte van de bodem	8
2.3.	Andere belangrijke bodemparameters	8
2.4.	Wind en luchtverontreiniging.....	11
2.5.	Concurrentie met kruidgroei	13
2.6.	Helling	14
3.	Soortenkeuze en aanplanting.....	15
3.1.	Algemeen	15
3.2.	Aanplanting	16
3.3.	Nazorg.....	18
4.	Pollutie.....	19
4.1.	Algemeen	19
4.1.1.	Zware metalen.....	19
4.1.2.	PAK's.....	19
4.1.3.	PCB's.....	21
4.1.4.	Zouten	22
4.2.	Toxiciteit van polluenten voor de begroeiing.....	23
4.2.1.	Zware metalen.....	23
4.2.2.	PAK's.....	24
4.2.3.	PCB's.....	25
4.2.4.	Zouten	25
4.3.	Risico op verspreiding in de voedselketen.....	26
4.3.1.	Algemeen	26
4.3.2.	Zware metalen.....	29
4.3.3.	PAK's.....	33
4.3.4.	PCB's.....	35
4.4.	Risico op uitspoeling naar het grondwater.....	37
5.	Ontwikkeling van een bosecosysteem	42
6.	Statistiek	44

1. INLEIDING

Aanslibbing of sedimentatie in de rivieren is een natuurlijk proces. Omdat deze afzettingsprocessen bestendig aan de gang zijn, moet steeds opnieuw gebaggerd worden. Een gedeelte van dit baggerslib kan gebruikt worden voor het dumpen van putten, verondiepen van plassen, dijkverzwaring of aanwending als bouw materiaal. Het grootste deel van het slib zal echter op land gestort moeten worden. Hierbij rijzen een aantal problemen. Ten eerste is er het ruimtetekort in Vlaanderen en in het bijzonder in de havengebieden. Toegepast onderzoek naar de mogelijkheden van laguneringsvelden kan bijdragen om de benodigde oppervlakte te beperken. De verwerkingsmethode van de laguneringsvelden maakt het mogelijk om sterk waterhoudend baggerslib op een relatief korte termijn te ontwateren en steekvast te maken. Hierdoor wordt het geschikt voor verder transport en voor hergebruik in bijvoorbeeld landschapsbouw- en landschapsherstelprojecten.

De industrie, landbouw en de hoge bevolkingsdruk vervuilen de waterlopen en bijgevolg ook het slib. Wanneer dergelijk gecontamineerd slib aan land geborgen wordt ontstaat meteen ook een verontreinigde site. Het kan niet altijd uitgesloten worden dat deze verontreiniging een gevaar oplevert voor de omgeving. Hiervoor is diepgaand onderzoek en monitoring van de site nodig.

Een ander probleem is de nabestemming van de baggerstorten. Het verdere gebruik van de storten moet voor de publieke opinie aanvaardbaar zijn. Het gebruik van het slib voor landschapsbouw, opbouw van bufferzones en natuurontwikkeling lijkt aangewezen.

Baggerslib uit zeehavens en estuaria is in mindere of meerdere mate brak. Dit brengt voor de nabestemming van dit slib een aantal beperkingen met zich. Er is ook gevaar voor uitspoeling van het zout naar de onderliggende grondwaterlagen. Bijgevolg zullen storten van brakwaterbaggerslib in het brak stromingsgebied van de rivier geplaatst moeten worden.

1.1. Landschapsheuvels

Finnson et al. (1994)(Imo and Timmer 1997) stellen dat bagger- en zuiveringsslib hergebruikt moeten worden. Wanneer we bvb aan duurzame landbouw willen doen mogen immers geen nutriënten verloren gaan. In die zin is het noodzakelijk dat de nutriënten die in de rivieren terechtkomen gerecycleerd worden. Volgens deze visie moet baggerslib gebruikt worden als bemesting in de landbouw of als teelaarde. Vervuild slib is echter niet bruikbaar voor landbouwdoeleinden. Volgens Labrecque et al. (1995)(Giller et al. 1998) is voor bebossing een hoger metaalgehalte in de bodem aanvaardbaar zolang de normale fysiologische activiteiten niet aangetast worden.

Zoals reeds vermeld is slib uit laguneringsvelden geschikt voor **landschapsbouw en landschapsherstel**. Bestaande beschadigingen, zoals oude groeves of kleiputten, kunnen hersteld worden. Niet-verenigbare zones, zoals het havengebied en de omliggende woongebieden, kunnen afgeschermd worden door bufferdijken opgebouwd uit geconsolideerd slib. Samen met de landschappelijke waarde betekent dit ook een oplossing voor het opslaan van baggerslib. Het slib kan ook gebruikt worden voor het maken van geluidsbermen. In Antwerpen bestaan plannen om het havengebied 'in te groenen' dwz te omringen door met planten begroeide dijken. Gebruik van slib is

goedkoper dan het gebruik van teelaarde en biedt een oplossing voor het opslaan van de specie.

Rekening houdend met economische, sociale, landschappelijke en ecologische motieven is revalorisatie van baggergronden door **bebossing** een geschikte oplossing. De kosten van een dergelijke revalorisatie zijn relatief laag. Een gedeelte van de bosuitbreiding wordt gerealiseerd, samen met een toename van de landschappelijke, ecologische en natuurwaarden.

Verder biedt bebossen van baggerslib een aantal **perspectieven** op het vlak van de vervuiling. Uitspoeling van pollutanten zou drastisch kunnen verminderd worden door het verhoogde gehalte organisch materiaal in de bodem, door verhoogde evapotranspiratie en door opname van de pollutanten in de nutriëntencyclus van het bos. Anderzijds kunnen bomen ten dele gebruikt worden voor fyto-remediatie. Door opname van de pollutanten uit de bodem wordt de bodem gezuiverd. Er is evenwel nog weinig onderzoek gedaan naar de mogelijkheden van fyto-sanering door middel van bomen.

Het beplanten van de baggerslibheuvels met bomen is goedkoop en resulteert onder andere in:

- Een verbeterde ecologische infrastructuur (lijnvormige elementen)
- Verhoogde buffercapaciteit
- Verhoogde visuele aantrekkelijkheid
- Versnelde bodemvorming en bodemvastlegging
- Recyclage van nutriënten
- Verhoging van de evapotranspiratie

Landschapshuvels onttrekken de industriële havenactiviteiten aan het oog van omwonenden en verlagen de geluidsoverlast die met deze activiteiten gepaard gaan. Daarenboven fungeert een met bomen beplante dijk als filter voor verschillende vormen van luchtvervuiling (o.a. NO_x, SO_x, stof). De dijken kunnen dienst doen als ecologische corridors doorheen de industriële sites rondom de haven. In de buurt van woongebied kunnen deze dijken ook aangewend worden voor recreatiedoeleinden. In deze optiek bieden de plannen om het Antwerpse havengebied in te groenen een waaier aan mogelijke voordelen.

Wanneer slibheuvels in de praktijk gebruikt worden dient echter aan een aantal strenge voorwaarden voldaan te zijn:

- De randvoorwaarden voor bebossing dienen gekend te zijn
- Het milieurisico moet beperkt zijn
- Het slib moet voldoen aan de normen voor hergebruik van baggerspecie als bouwstof
- Het systeem moet ook op langere termijn duurzaam zijn.

1.2. Voordelen van beplanting met bomen

1.2.1. BODEMFASTLEGGING EN BODEMVORMING

Erosie wordt veroorzaakt door wind of neerslag. Enerzijds dient erosie op de heuvel vermeden te worden, anderzijds verlaagt de heuvel de winderosie in de onmiddellijke omgeving. Watererosie is het proces waarbij grond van de helling wordt afgespoeld door over het oppervlak stromend water. Dit gebeurt als de neerslagintensiteit groter is dan de indringingscapaciteit van de bodem. Hoe langer en steiler de helling, en hoe schaarser de vegetatie, hoe sterker erosie optreedt (Wagner 1986). De gevoeligheid voor erosie verschilt van grond tot grond. Kleideeltjes vertonen bijvoorbeeld grotere onderlinge samenhang dan zandkorrels.

Begroeiing reduceert erosie op twee manieren: enerzijds wordt door beworteling de bodem vastgehouden en wordt een goede structuur in stand gehouden. Anderzijds blijft de infiltratiecapaciteit behouden en wordt door een verhoogde evapotranspiratie het neerslagoverschot verminderd (zie ook 1.2.2. *Uitspoeling pollutanten*). Bijgevolg is op begroeide oppervlakten minder oppervlakteaafvoer en is de kans op erosie gering (Ministerie van volkshuisvesting, ruimtelijke ordening en milieubeheer, 1985).

Het baggerslib op de heuvel is een steriel materiaal dat stress teweegbrengt voor de aanplant. Bodemvorming gebeurt door doorworteling van de bodem (inbreng van zuurstof, structuur, organisch materiaal en initiatie van het bodemleven) en de vorming van een strooisellaag. De snelheid van bodemvorming op een baggerslibheuvel is niet gekend maar de verschillende soorten zullen een verschillende invloed hebben op de bodemontwikkeling. De beplanting dient zo snel mogelijk structuur in het slib aan te brengen en op langere termijn moet het bodemmateriaal evolueren naar een min of meer normale bodem.

1.2.2. UITSPOELING POLLUENTEN

Begroeiing zal de infiltratie van neerslag verminderen (zie 4.4. *Risico op uitspoeling naar het grondwater*). Bomen reduceren infiltratie in hogere mate dan andere planten. Door evapotranspiratie wordt onder bos de percolatie van grondwater met 50 tot 80% gereduceerd. Doordat de infiltratie van regenwater wordt verminderd wordt onrechtstreeks ook de uitspoeling van pollutanten gereduceerd. Zo werd door Vangronsveld et al. (1995) onder gras een reductie van de uitspoeling van Zn en Cd met resp. 84 en 87 % waargenomen. Anderzijds brengen bomen via strooisel en wortels organisch materiaal in de bodem, waardoor pollutanten minder mobiel worden. De vraag kan dan ook gesteld worden of bomen de taak van een folie kunnen overnemen.

1.2.3. OPNAME VAN POLLUENTEN UIT DE BODEM

Glimmerveen (1996) houdt een pleidooi voor rehabilitatie van met zware metalen vervuilde sites door bebossing.

Ook andere auteurs houden dit pleidooi: Dickinson (2000) stelt dat de kost van remediatie maakt dat er geen realistische mogelijkheid is om het totale volume van vervuilde bodem te behandelen. Dit heeft men geleidelijk aan geaccepteerd en men gaat naar kosteffectieve risk-based remediation measures which remove the factors that frustrate development. Trees can be selected for use in phytoremediation of cont soils”

Als nadeel van bomen stelt de auteur dat er nog weinig geweten is over de fluxen van de metalen door het ecosysteem. Over de fluxen van andere polluenten is over het algemeen nog minder gekend. Afhankelijk van de boomsoort worden polluenten wel of niet opgenomen uit de bodem. Wilgen en populieren nemen bijvoorbeeld veel Zn en Cd op terwijl es zelfs bij hoge bodemconcentraties vrijwel geen verhoogde opname vertoont.

Bij het beplanten van vervuilde sites bestaan twee mogelijkheden: kiezen voor accumulerende soorten om op deze manier te trachten de site te saneren of kiezen voor niet accumulerende soorten en de polluenten op deze manier vastleggen in de bodem. De mogelijkheid tot sanering met planten werd onderzocht en biedt eerder beperkte mogelijkheden. Wanneer accumulerende soorten worden aangeplant dient rekening gehouden te worden met het risico van verspreiding van de polluenten naar de omgeving via bijvoorbeeld de bladval. Meer informatie hierover wordt gegeven in 4. *Pollutie*.

1.2.4. LUCHTFILTERING

Watmough & Dickinson (1995) onderzochten de dispersie en de mobiliteit van zware metalen in een bos dat onderhevig was aan luchtverontreiniging vanwege een kopersmelterij in de buurt. Zij vonden piekwaarden voor pH, organisch materiaal en zware metalen onder de kruin van de bomen, hetgeen de filtratie van polluenten uit de lucht aantoonde. Voordien werd ook al door Zottl (1985, in Watmough & Dickinson, 1995) een hoge filtercapaciteit voor droge depositie waargenomen in een beukenbos. Doorval, gecombineerd met bladval, gaf dubbel zoveel depositie van Cu en Pb en zelfs 15 maal meer Cd dan in het vrije veld. De Schrijver et al. (1998) rapporteerden in Vlaanderen een gemiddelde opname van 6.5 kg NO_x en 70.1 kg SO_x per hectare bos. De filterende werking bleek afhankelijk van onder andere de boomsoort en de bodemeigenschappen.

De filterende werking van een bos bestaat uit:

- Opvangen van stofpartikels door takken en bladeren en door absorptie van gasvormige polluenten
- Bufferwerking t.o.v. de wind: door de daling van de windsnelheid wordt de sedimentatie van stofdeeltjes versneld, de afstand van de stofdispersie wordt verkleind
- Verhoging van de turbulentie (door de ruwheid van het scherm): hierdoor wordt de lucht grondig gemengd wat een verdunning van de pollutie en een verhoogde stofsedimentatie tot gevolg heeft, zowel aan loef- als aan lijzijde.

Volgens Bolund (1999) is het duidelijk dat vegetatie de luchtpollutie reduceert, maar tot welk niveau blijkt afhankelijk te zijn van de lokale omstandigheden. De filtercapaciteit stijgt met de bladoppervlakte en is dus hoger voor bomen dan voor struiken of

grasland. Omwille van de grotere totale bladoppervlakte hebben naaldbomen een grotere filtercapaciteit dan loofbomen. Deze capaciteit is ppk hoger omdat naaldbomen hun bladeren niet verliezen in de winter, wanneer de luchtkwaliteit over het algemeen slechter is. Naaldbomen zijn echter gevoeliger voor luchtpollutie en loofbomen bleken beter gassen te absorberen. Bernatzky (1983 ut Bolund 1999 xxx) rapporteert dat tot 85% van de luchtvervuiling in een park kan uitgefilterd worden en in een straat met laanbomen tot 70 %. Een dichte vegetatie zal de turbulentie slechts verhogen terwijl een ijlere begroeiing de lucht doorlaat en de lucht filtert. Sommige auteurs (Tolly, 1988; Bramryd & Fransman, 1993 in Bolund 1999) schatten dat 1 ha gemengd bos 15 ton stofdeeltjes per jaar kan filteren uit de lucht. De bomen uit de regio van Chicago zouden samen een 5.500 ton polluenten per jaar uit de lucht verwijderen, hetgeen volgens een milieueconomische studie overeenkomt met 9 miljoen dolllar aan luchtkwaliteit per jaar (McPherson et al., 1997 in Bolund 1999).

Door de filtering verhoogt de depositie van polluenten en verzurende elementen op de heuvel zelf. De gecapteerde polluenten bereiken de bodem via neerslag of via bladval in de herfst. Deze eigenschap kan een bedreiging van het systeem tot gevolg hebben door bodemverzuring en verminderde vitaliteit.

1.2.5. SCHERMFUNCTIE

De schermfunctie van bomen op baggerslibheuvelds omvat volgende aspecten:

- Bescherming tegen erosie
- Bescherming van het grondwater
- Bescherming van het oppervlakte water
- Bescherming van de luchtkwaliteit
- CO₂ opslag
- Klimaatbuffering (vnl. bescherming tegen wind)
- Bescherming tegen geluidshinder
- Bescherming tegen visuele horizonvervuiling

De eerste vier punten werden hierboven reeds behandeld.

CO₂-opslag. Industriegebieden zijn gebieden met een hoge uitstoot aan CO₂. CO₂ is een broeikasgas dat mede verantwoordelijk is voor de opwarming van de aarde. Planten nemen CO₂ op uit de lucht en via fotosynthese wordt de koolstof vastgelegd in de bodem en de biomassa. Beginnend van een laag koolstofgehalte in de bodem, kan bebossing op termijn 145 tot 235 ton C/ha vastleggen in hout, bodem en strooisellaag (Dewar and Cannell 1992).

Klimaatbuffering. In verband met de wind heeft een smal bos hetzelfde effect als een breed bos: een merkbaar verminderde windsnelheid over een afstand van 2 tot 4 maal de bestandshoogte aan loefzijde en 10 tot 15 maal aan lijzijde. Wang et al. (1997) stelden vast dat medium dichte windkeringen een maximum windbrekend effect hebben. Een bos met een doorlaatbaarheid van 50% geeft de beste impact op de stroomlijnen. De vorm van de buffer bleek weinig invloed te hebben. Esdoorn (*Acer pseudoplatanus*) wordt in Ierland op grote schaal toegepast voor de aanmaak van windkeringen (Rushton and Toner 1989).

Bescherming tegen geluidshinder. Een dense begroeiing is meer geschikt hetgeen zich vertaalt in het feit dat beuk, haagbeuk en eik beter geschikt zijn voor gebruik als geluidsbuffer. Zij houden nl. in de winter hun verdorde bladeren (Eid 2000). Wat

betreft geluidbuffering is de baggerslibheuvel op zich efficiënter dan de bomen die erop staan.

Bescherming tegen visuele horizonvervuiling. Een baggerslibheuvel is op zich een efficiënt scherm tegen visuele vervuiling maar kan gezien worden als een storend element in het landschap. Bebossing is een goedkope, natuurlijke en zeer efficiënte manier om de heuvel het jaar rond visueel af te schermen en maatschappelijk aanvaardbaar te maken.

1.3. Historiek van het onderzoek

Sinds 1991 doet het Laboratorium voor Bosbouw onderzoek naar de mogelijkheden en de gevolgen van het bebossen van baggerslib. In de voorgaande onderzoeksprogramma's lag de nadruk op twee aspecten: de mogelijkheden om bomen succesvol aan te planten op, al dan niet geconsolideerd, baggerslib en de invloed van de zware metalen op de boomgroei. Eén van de verwezenlijkingen was de ontwikkeling van de Salimat-techniek die toelaat onmiddellijk na het opspuiten een dicht wilgenbos op het depot aan te leggen. Over de opname van de zware metalen in de bomen, bladeren en strooisel is eveneens een vrij uitgebreide dataset voorhanden. Er is zeer duidelijk aangetoond dat de verschillende boomsoorten andere opnamekarakteristieken vertonen.

Sinds 1992 gebeurt in Menen onderzoek naar de groei van wilgen op hydraulische storten. Het onderzoek spitst zich toe op de keuze van geschikte klonen, ontwikkeling van beplantingstechnieken, verhoging van de bergingscapaciteit en onderzoek naar mogelijkheden voor fyto-remediatie.

In Doel werd in 1992 een pilootproject gestart op 3 heuvels van geconsolideerd brakwaterbaggerslib. Dit project liep in opdracht van baggerfirma De Nul en de Administratie voor Waterwegen en Zeewezen (AWZ). Doelstellingen van het onderzoek waren onder andere het verkennen van de mogelijkheden van het bebossen van brakwaterbaggerslib en het selecteren van geschikte soorten. Uit deze proef bleek worden dat de aanwezige vervuiling nauwelijks invloed had op de groei en overleving van de aanplant, maar dat de invloed van klimaat en bodem meer bepalend waren. Verder bleek dat vooral es en esdoorn geschikte soorten zijn voor een dergelijke beplanting. Beplantingen met eik en boskers gaven minder goede resultaten. Abeel groeide vrij goed maar vanwege een relatief hoge opname van Zn en Cd werd aangeraden om deze soort niet te gebruiken voor de beplanting van dergelijke terreinen tot verder onderzoek zal uitwijzen of beplanting met deze soort inderdaad een risico inhoudt. Een aantal veelbelovende soorten, zoals bvb trilpopulier en berk, werden nog niet getest.

In de internationale wetenschappelijke literatuur werd geen informatie gevonden over de beplanting van geconsolideerd baggerslib. Wel werden een aantal relevante artikels gevonden over de beplanting van afgedekte vuilnisstorten, vervuilde bodems en oudere hydraulische slibstorten.

2. RANDVOORWAARDEN VOOR DE GROEI VAN BOMEN EN BOSSEN

Het bebossen van baggerslib is, op bosbouwkundig vlak, afhankelijk van een groot aantal factoren. Door Huvenne et al. (1995), Pieters & Segers (1992) en Van den Burg et al. (1977) worden groeistoornissen vastgesteld bij bomen die groeien op hydraulisch opgespoten slibstorten. Ook op de slibheuvels op linkeroever werden door Mertens & Lust (1999) groeistoornissen vastgesteld. Dit is in de eerste plaats te wijten aan de **extreme groeiomstandigheden**. De gebruikte boomsoorten moeten aangepast zijn aan de standplaats, zijnde de bodem en het klimaat (Lust and Doffemont 1994). Door de hoogte van de slibheuvels wordt de begroeiing sterk blootgesteld aan wind en regen. Droogte is mogelijk door hydrologisch verhang en indien het om brakwaterslib gaat zal het zout in de eerste jaren de vitaliteit van de aanplant verminderen. Eventuele bodemcompactie beperkt de wortelgroei door mechanische weerstand, maar ook door reductie in poriënvolume en gereduceerde verluchting (Taylor and Brar 1991). In kleibodems met hoge dichtheid groeien wortels enkel in scheuren en oude wortelgangen (Dobson and Moffat 1993).

Mogelijke oplossingen voor problemen met bodem en klimaat zijn bodembewerkingen, plaatsen van schermen tegen de wind en bijmenging van de bodem. Deze oplossingen zijn echter duur en de doeltreffendheid werd niet altijd bewezen. De goedkoopste en duurzaamste oplossing is een aangepaste beplanting.

Bomen kunnen zeer hoge concentraties zware metalen verdragen (Dickinson 2000). Kruidgroei en bodemeigenschappen hebben volgens deze auteur meer invloed op de boomgroei. Op de baggerslibterreinen valt geen negatieve invloed te verwachten van de zware metalen op de boomgroei of overleving.

2.1. Bodemvochtgehalte

Bomen hebben water nodig voor biochemische reacties en voor het transport van opgeloste materialen. De fysische eigenschappen van de bodem en de grondwaterstand bepalen de vochtvoorziening van de aanwezige vegetatie (Studiecommissie Waterbeheer, Natuur, Bos en Landschap, 1987). De hoeveelheid organisch materiaal, de massadichtheid en de verdeling van de deeltjesgrootte zijn bepalend voor de hoeveelheid vocht die de grond kan vasthouden bij een diepe grondwaterstand.

In het geval van een baggerheuvel zal het wortelstelsel niet tot aan het grondwater reiken en heeft de grondwaterstand dus geen directe invloed op de wateropname van de bomen. Een eigenschap van kleigronden is hun lage graad van laterale of verticale vochtbeweging. Indien water wordt onttrokken door wortels is een waterdeficiet gelokaliseerd in de onmiddellijke nabijheid van de wortels. Banden zand of ander permeabel materiaal laten snellere waterbewegingen toe.

Wateropname door bomen is sterk gelimiteerd tot spanningen van 1 MPa en houdt volledig op bij een spanning van 1,5 MPa (Gregory, 1988 in). Op een kleibodem kunnen de boomwortels in dit geval geen vocht uit de bodem onttrekken.

Tevens dient ervoor gewaakt te worden dat plaatselijk geen ondiepe schijngrondwaterspiegels ontstaan in ingesloten laagten. Zodra de beplanting enige hoogte heeft bereikt is de kans op windworp hier namelijk zeer groot (Peeters 1985).

2.2. Zoutgehalte van de bodem

Als maat voor het zoutgehalte wordt de elektrische conductiviteit van een bodemoplossing gemeten. Conductiviteit is een belangrijke bodemkarakteristiek die veel wordt verwaarloosd in routineanalyses. Daar het zoutgehalte de wortelgroei van planten en de waterbalans dramatisch kan beïnvloeden wordt planten in grond met een geleidbaarheid groter dan 0.2 S/m best vermeden. Gronden met een grotere geleidbaarheid worden best pas gebruikt nadat regenval voldoende zout heeft uitgespoeld om de geleidbaarheid tot een kleinere waarde dan 0.2 S/m te brengen. Afhankelijk van de zoutconcentratie, de hoeveelheid regen en de drainagekarakteristieken kan dit proces enkele maanden tot enkele jaren duren.

Gezien het feit dat baggerslib uit zeehavens over het algemeen vrij veel zout bevat, wordt deze problematiek meer in detail besproken in punt 4. *Pollutie*.

2.3. Andere belangrijke bodemparameters

Wortels hebben als functie de verankering van de plant in de bodem, absorptie en translocatie van water en nutriënten en synthese van groeiregulatoren en andere organische componenten (Bugmann et al. 2001). De beworteling van een boom wordt enerzijds bepaald door erfelijke aanleg, maar daarnaast spelen milieumomstandigheden een zeer grote rol.

De structuur van het wortelstelsel hangt samen met de mechanische eigenschappen van de verschillende bodemlagen en met de grondwaterstand (Studiecommissie Waterbeheer, Natuur, Bos en Landschap, 1987). Sommige bomen, vooral natuurlijk uitgezaaide, kunnen wortels bezitten die dieper reiken dan 5 m, maar zelfs deze zouden moeilijkheden hebben een goed gecompacteerd kleilaag te penetreren (Department of the environment 1986).

Er zijn 4 hoofdcomponenten van de **bodemgesteldheid** die de wortelontwikkeling beïnvloeden, namelijk bodemstructuur (vnl. mechanische weerstand), waterhuishouding, luchthuishouding en vruchtbaarheid.

Bodemstructuur

De term bodemstructuur omvat onder andere textuur, doorlaatbaarheid van de bodem, aggregaatvorming, compactie en soortelijk gewicht. Structuur is een van de meest kwetsbare eigenschappen die bijna volledig kan worden verstoord door grondopslag en gebruik van machines bij de grondverplaatsing. De levende componenten, zoals wormen, bacteriën en schimmels, die een belangrijke rol spelen bij het ontwikkelen en onderhouden van de structuur en vruchtbaarheid zouden als eersten lijden onder het proces van de grondverplaatsing (Dobson and Moffat 1993). Aardwormen bijvoorbeeld verbeteren de structuur van de bodem. De lange, continue en tamelijk stabiele verticale kanalen die deze vormen (bvb. *Lumbricus terrestris*),

spelen een belangrijke rol bij het draineren en verluchten van de bodem (King 1988). Een te dichte grond verhindert diepgravende aardwormen (Rushton, 1986b, in King, 1988).

Volgens Dobson & Moffat (1993) is **compactie** waarschijnlijk de meest kritieke factor die boomgroei beïnvloedt en die moet vermeden worden overal waar mogelijk. Verdichte bodems beperken de beworteling en de worteldiepte door zuurstoftekort en door de penetratieweerstand die de wortels ondervinden. De wortelgroei wordt belemmerd vanaf een bodemweerstand van 200N/cm² (De Vos and Huvenne 1995). Bomen kunnen een bodem verdragen met lage vruchtbaarheid, maar hun groei wordt sterk beperkt in gronden met slechte structuur (Dobson and Moffat 1993). Een goede structuur heeft een continu netwerk van grove poriën en spleten dat noodzakelijk is voor de drainage van water, onbeperkte luchtbeweging en ongehinderde wortelgroei (Reeve, 1991, in Dobson & Moffat, 1993). De bodem moet tevens voldoende fijne poriën bezitten om water vast te houden (Reeve, 1991, in Dobson & Moffat, 1993).

Wilson (Wilson 1987) bespreekt de gevolgen van het gebruik van zware machines indien terreinen, na grondwinning, opnieuw in gebruik worden genomen voor bebossing. Deze machines oefenen een druk uit op de bodem van 2-3 kg/cm² en hebben een compactie van 15-20% tot gevolg (Downing, 1971 in Wilson, 1987). Zulke compactie is direct verantwoordelijk voor de reductie van poriëngrootte, verluchting, capaciteit om water vast te houden, gasuitwisseling en wortelpenetratie (Dobson and Moffat 1993). Water opgeslagen in de bodem wordt steviger vastgehouden door de hogere capillaire krachten aanwezig in de smallere poriën. Het gevolg is dat in de winter de site oververzadigd is aan water en dat in een droge zomer watertekort optreedt (Davies, 1987; King, 1988; Dobson & Moffat, 1993). Door wateroververzadiging wordt de gasdiffusie door de bodem verhinderd en zo de afbraak van organisch materiaal, want hiervoor is zuurstof nodig. Hierdoor neemt anaerobisme toe waardoor wortelgroei wordt verhinderd en de bomen worden blootgesteld aan droogte (Davies 1987).

Kleibodems zijn bijzonder gevoelig voor compactie, in het bijzonder wanneer deze nat zijn (Kozlowski 1986). In kleibodems met hoge massadichtheid groeien enkel wortels in scheuren en oude wortelgangen (Foil & Ralston, 1967, in). Zelfs eik en fijnspar, soorten die het vermogen bezitten een bepaalde compactie te verdragen, wortelden uitsluitend in scheuren en spleten. Dit wijst erop dat boomwortels niet in staat zijn te groeien in een sterk gecompacteerd kleilaag tenzij er scheuren in voorkomen (Dobson and Moffat 1993).

Compactie treedt vaak op indien machines over de grond rijden terwijl deze nat is (Wilson, 1987 en Dobson & Moffat, 1993). Natte grond is zeer gevoelig voor compactie. Grondwerken moeten daarom gebeuren in droge omstandigheden, namelijk in de periode van juni tot augustus. Tevens dient een abrupte overgang van losse in vaste lagen vermeden te worden. Verder melden Dobson & Moffat (Dobson and Moffat 1993) dat fysische verbetering van compacte grond, in het bijzonder op dieptes van meer dan 60 cm extreem moeilijk is. Daarom is het best de **aanbrengtechnieken** te verbeteren om compactie te vermijden (Dobson and Moffat 1993).

Een baggerslibheuvel zal nog gedurende een aantal jaar onderhevig zijn aan zettingen. De duur van de zettingen is sterk afhankelijk van de eigenschappen van het slib en valt moeilijk te voorspellen. Voor afdekkingen van vuilnisstortterreinen bleek dat de zettingsverschijnselen het grootst zijn in de eerste 2-4 jaar en nog 10 jaar of meer kunnen voortduren, afhankelijk van de dikte van de stortlaag en de graad van

decompositie. Daardoor bleek een uitstel van beplanten van 2 jaar of meer noodzakelijk voor sommige sites (Dobson and Moffat 1993).

Zwarte els heeft een positief effect op bodemverdichting. Deze soort maakt de bodem losser door de vorming van veel fijne wortels op een diepte van 0,7 tot 1,2 m. Peeters (Peeters 1986) rapporteert een structuurverbetering door de aanplanting van bomen op zuiveringsslib. Door wortelvorming wordt organisch materiaal in de bodem gebracht, worden aggregaten gevormd en verbetert de doorlaatbaarheid van het bodemmateriaal.

Luchthuishouding

Boomwortels hebben zoals alle planten zuurstof nodig voor de ademhaling. In natuurlijke, goed gedraineerde bodems, kan zuurstof 15-20% van de totale gasinhoud bedragen, en kan de ademhaling ongehinderd doorgaan. Compactie en wateroververzadiging hebben een anaërobe bodem tot gevolg. Opdat wortelgroei niet wordt verhinderd moet het O₂ gehalte groter zijn dan 10%. Zuurstofgehalten van 10% belemmeren wortelgroei sterk, gehalten van 3-5% doen de wortelgroei ophouden (Gilman et al. 1985).

Slechts een klein aantal boomsoorten tolereren anaërobe groeiomstandigheden. Deze soorten vertonen een ondiep wortelstelsel, met een gevoeligheid voor zomerdroogte en windval als gevolg (Moffat 1989).

Vruchtbaarheid

Hoewel de fysische toestand van de grond belangrijker is dan de voedselvoorziening, hebben bomen nutriënten nodig voor de groei (Bradshaw 1981). De vereiste nutriënten zijn stikstof in de vorm van nitraat en ammonium, fosfor in de vorm van fosfaat, kalium, calcium, zwavel in de vorm van sulfaat, magnesium, ijzer, mangaan, koper, boor, chloor in de vorm van chloride, zink en molybdeen (Moffat 1989).

Een slibbodem is zeer rijk aan nutriënten zodat nutriënten in het algemeen geen beperkende factor vormen. Voor de beplanting dienen dan ook soorten uitgekozen te worden die aangepast zijn aan een rijke bodem. Toch kan de hoge pH(KCl) van baggerstorten een gebrek aan ijzer en mangaan veroorzaken (kalkchlorose, zie verder).

pH

De pH is een maat voor de zuurtegraad van de bodem. Gilman et al. (Gilman et al. 1985) raden aan gronden met een ongunstige pH, dwz lager dan 5.5 en hoger dan 7, respectievelijk te bekalken of te verzuren tot gunstiger waarden worden bereikt. De pH en de nutriëntenvoorziening zouden volgens deze auteurs elke 2 à 3 jaar moeten worden getest na de planting.

Kalkchlorose treedt op als de pH(KCl) van de grond hoger is dan 6 à 7 (Van den Burg, 1986; Van den Burg & Peeters, 1977). Deze chlorose wordt veroorzaakt door ijzergebrek, mangaangebrek of een combinatie van beiden. Loofhoutsoorten waarbij het verschijnsel op kalkhoudende gronden kan optreden zijn o.a. Amerikaanse eik, moeraseik, zomereik, wintereik, berk en beuk. Soorten als iep, es, esdoorn en els en

populier daarentegen zijn er weinig of niet gevoelig voor. Op de baggerslibheuvels op linkeroever trad kalkchlorose op bij robinia (*Robinia pseudoacacia*).

Polluenten

Een andere randvoorwaarde voor bebossing is dat de bomen geen schade lijden door de vervuiling van het terrein en dat de vervuiling niet naar de omgeving migreert. Jansen (1991, in Pieters & Segers, 1992) stelde een gebrekkige mycorrhizatie vast bij een bos op vervuilde bodem en vroeg zich af of dit het gevolg kon zijn van de vervuiling in de bodem. Mycorrhizatie is een symbiotische infectie met schimmels waardoor de groei en de nutriëntenopname van planten verbeteren.

Volgens Ross (Ross 1994) komen toxische effecten door zware metalen bij planten slechts voor bij sterk verhoogde bodemgehalten. De heterogeniteit van de metaalconcentraties en de biobeschikbaarheid in de bodem zijn waarschijnlijk een gedeeltelijke verklaring van de overleving van de bomen (Mayer 1992). De wortels van zaailingen zoeken namelijk de meest geschikte bodemplekken voor groei en vermijden op die manier de meer vervuilde sites.

Volgens Ridell-Black (1993) en Pulford and Watson (2003) zijn er sterke aanduidingen dat bomen een tolerantie-mechanisme hebben dat hen toelaat om hogere metaalconcentraties te weerstaan dan landbouwgewassen. Ook bomen die niet geselecteerd zijn op metaal-tolerantie kunnen overleven in metaalvervuilde bodem hoewel de groei vaak geremd wordt (Dickinson et al 1992). Bomen kunnen zich aanpassen aan metaalvervuiling: tolerantie kan geïnduceerd en opnieuw verloren worden (Dickinson et al 1991). De belangrijkste elementen in de metaaltolerantie van bomen zijn de facultatieve tolerantie, weinig opname in de bladeren, het feit dat de wortels kunnen groeien naar minder vervuilde zones en ook mycorrhizae kunnen een belangrijke rol spelen in metaaltolerantie.

De invloed van pollutie op de beplanting wordt verder behandeld in punt 4. *Pollutie*.

2.4. Wind en luchtverontreiniging

Bij baggerstorten is vaak sprake van een sterk geëxponeerde ligging. Het verdient aanbeveling aan de zijde van de meest heersende windrichting bij de opgaande beplanting de nadruk te leggen op windresistente soorten aangevuld met diverse struiksoorten (Wilson 1984). Op plaatsen die sterk blootgesteld worden aan wind, is het beter soorten te selecteren die relatief klein blijven (kleiner dan 15 m), en deze blootstelling verdragen. Voorbeelden van kleinere boomsoorten zijn haagbeuk en veldesdoorn. Interessante struiksoorten zijn lijsterbes, hazelaar en meidoorn.

Mogelijke gevolgen van wind zijn windworp, asymmetrische groei van laterale wortels (Faulkner and Malcolm 1972) en schade aan de bladeren. De schade aan bladeren treedt op door wrijving met stof, bodempartikels, andere bladeren en andere plantdelen. De schade door wrijving heeft verschillende implicaties voor de plant: de fotosynthetische bladoppervlakte vermindert - hoewel de lichtinterceptie van de overblijvende oppervlakte zou kunnen verbeteren - en transportcircuits tussen het blad en de atmosfeer en ook binnenin het blad maken een grote kans om verstoord te worden door cellulaire disfuncties (Cleugh et al. 1998). De vatbaarheid van de plant voor via de lucht verspreide pathogenen, en ook de gevoeligheid van de beplanting voor zure regen verhoogt.

De kans op windval zal reeds sterk gereduceerd worden indien de bewortelingslaag voldoende dik is en de grond zorgvuldig werd aangebracht (Dobson and Moffat 1993).

Hakhoutbeheer is zeer geschikt op terreinen die sterk aan wind worden blootgesteld en bij een dunnere bewortelingslaag. Voor hakhout komen o.a. volgende soorten in aanmerking: es, hazelaar, eik, gewone esdoorn en wilg. De meeste loofboomsoorten kunnen als hakhout worden behandeld (Evans, 1984 in Dobson & Moffat, 1993).

Tolerantie voor **luchtverontreiniging** is nuttig bij sites die aan industrieterreinen grenzen (Dobson and Moffat 1993). Tab. 1 geeft een overzicht van de loofboomsoorten die het meest geschikt zijn voor afgedekte vuilnisstorten en geeft een indicatie van hun relatieve tolerantie voor verschillende bodems, blootstelling aan wind en luchtverontreiniging. Hieruit blijkt dat vooral els, berk, gewone esdoorn en wilg vrij tolerant zijn aan luchtverontreiniging

Tab. 1 Meest geschikte loofbomen voor afgedekte stortplaatsen; de soorten zijn geklasseerd als tolerant (**), middelmatig tolerant (*) of intolerant (-) tegen zware (vaak periodisch wateroververzadigde), kalkrijke en zure bodems, blootstelling aan wind en luchtverontreiniging (naar Dobson & Moffat, 1993)

Boomsoort	Zware bodems	Kalkrijke bodems	Zure bodems	Wind	Lucht- vervuiling	Opmerkingen
<i>Acer campestris</i>	*	**	*	*	*	
<i>Acer platanoides</i>	*	**	-	**	*	
<i>Acer pseudoplatanus</i>	*	**	*	**	**	
<i>Alnus glutinosa</i>	**	*	*	*	**	Stikstoffixerend
<i>Alnus incana</i>	**	*	*	*	*	Stikstoffixerend
<i>Betula pendula</i>	-	-	**	**	**	Verdraagt lage vruchtbaarheid
<i>Betula pubescens</i>	*	*	*	**	**	Verdraagt lage vruchtbaarheid
<i>Crataegus monogyna</i>	*	*	*	**	*	Tolereert afvreten
<i>Fraxinus excelsior</i>	-	**	-	-	-	Op meer vruchtbare gronden
<i>Populus alba</i>	**	-	*	*	**	
<i>Populus canescens</i>	**	**	*	**	**	
<i>Prunus avium</i>	-	*	--	-	*	Op meer vruchtbare gronden
<i>Quercus robur</i>	*	*	*	*	*	Op meer vruchtbare gronden
<i>Robinia pseudoacacia</i>	*	*	**	-	**	Stikstoffixerend
<i>Salix caprea</i>	*	*	*	-	**	
<i>Salix fragilis</i>	**	**	-	-	*	
<i>Sorbus aucuparia</i>	*	*	*	**	*	

2.5. Concurrentie met kruidgroei

Concurrerende vegetatie kan een andere groeibeperkende factor zijn. Van Vliet stelde dat de flora op vers opgespoten baggerdepots een sterk dynamisch karakter heeft. De soortensamenstelling evolueert snel. Drie aspecten zijn volgens hem van belang voor de soortensamenstelling: ten eerste is de beginsituatie van een baggerdepot kunstmatig waardoor een kolonisatie ontstaat van een klein aantal soorten, ten tweede gebeurt er, in geval van zware verontreiniging, een selectie van het aantal soorten en ten laatste is de soortensamenstelling sterk afhankelijk van de tijd.

Onderzoek wees uit dat de overleving en groei van bomen wordt gereduceerd in de aanwezigheid van kruidgroei (Dobson and Moffat 1993). Uit een onderzoek van Van den Burg & Peeters bleek dat vooral Zomereik en Beuk werden beïnvloed door sterke onkruidgroei. Enerzijds treedt er concurrentie voor voedingsstoffen op (vooral stikstof) en water, anderzijds verbetert de groei dan weer door het luwte-effect van de onkruiden.

De concurrentie van kruidachtige vegetatie met de beplanting is vooral groot gedurende de eerste jaren na de aanplant van de bomen (Insley 1980). De minimale kruidvrije zone rond pas geplante boompjes moet een oppervlakte van 1 m² bezitten. Belangrijk hierbij is dat de topscheut vrij blijft, lage zijtakjes die tussen de kruiden geraken zijn niet zo belangrijk. Volgens Gilman et al. (Gilman et al. 1985) kunnen de fysische bodemeigenschappen verbeterd worden door eerst gras of een bodembedekker aan te brengen en enkele jaren te wachten vooraleer bomen en struiken te planten. Witte klaver houdt bijvoorbeeld de ontwikkeling van sterk concurrerende grassen en andere kruidachtigen, voldoende lang tegen. Zodra de beplanting sluit, verdwijnt geleidelijk de klaver (Eid 2000).

Gras wordt beschouwd als geschikt om een betere structuur te creëren (Brook & Bates, 1960, in King, 1988). De bodem is minder compact onder gras (Slowik, 1968, in Atkinson, 1980). Gras helpt de op een stort aangebrachte grond te stabiliseren, vooral bij hellingen steiler dan 1: 10 (Binns and Fourt 1980). Grassen als zwenkgras (*Festuca*) zorgen voor een snelle bodembedekking, en hun dicht wortelsysteem legt de bodem vast en verhoogt infiltratie (Wagner 1986).

Maaien is een natuurvriendelijkere en meestal goedkopere wijze dan een grondbewerking (Aminal 1993). Indien met kennis toegepast is het gebruik van herbiciden zeer efficiënt. Omwille van milieuredenen dient het echter vermeden te worden. Om de hinder van de concurrerende kruidvegetatie te reduceren kan het gebruik van voldoende groot plantsoen (1,2-1,5 m) een gedeeltelijke remedie zijn. Op deze manier zal de topscheut vrij blijven.

Vooraleer overgegaan wordt tot kruidbeheer moet de rendabiliteit en de gewenstheid voor de gegeven terreinomstandigheden bekeken worden. Weed zorgt voor een vermindering van de groei maar we moeten de kosten-baten afwegen om te weten of weedcontrol nuttig kan zijn (Smethurst 1993). Hiervoor is er volgens smethurst in 1993 nog niet voldoende informatie en zijn de modellen nog te beperkt. Op het terrein in Magershoeek bv is gekozen voor een dichte plantafstand om sterfte door concurrentie op te vangen. Bedekking zorgt voor een minder snelle uitdroging van de grond. Concurrentie voor voedsel is weinig waarschijnlijk gezien de hoge nutriëntengehaltes van de bodem. Andere concurrentie (voor licht, plaats, chemische concurrentie) is wel te verwachten. De kost en inspanningen voor het beheer van onkruid zijn echter niet te verantwoorden ten opzichte van een licht vertraagde groei.

De netto input van regenwater is kleiner in bedekte bodem omdat door evapotranspiratie een gedeelte van het water verdampt. Het waterbergend vermogen van een bedekte bodem is dan weer groter. Een bedekte bodem zal dus minder droogtestress geven hetgeen belangrijk is op de droogtegevoelige zware bodem.

2.6. Helling

Om een goede afwatering mogelijk te maken, dient de afdekking met enige ronding te worden aangelegd (Peeters 1981). Hellingen van 1:10 (ongeveer 5°) zorgen voor een voldoende afvoer van water (Wilson 1987). Hellingen kleiner dan 1:10 zijn gevoelig voor waterverzadiging in de winter (Moffat 1989).

Hellingen steiler dan 1:3 verhinderen bodemstabilisatie door erosie en belemmeren vegetatievestiging (Gilman et al. 1985). Lange hellingen (meer dan 20 m) moeten ook vermeden worden om het gevaar voor erosie te verkleinen; hellingen als deze kunnen onderbroken worden door drainage aan te leggen rondom de heuvel (Moffat 1989). Verder zal de expositie van de helling een belangrijke invloed uitoefenen op de beplanting: regenimpact, temperatuur en windeffecten zullen sterk verschillend zijn.

3. SOORTENKEUZE EN AANPLANTING

3.1. Algemeen

De keuze van de aan te planten soorten zal het uitzicht en de slaagkansen van de beplanting fundamenteel beïnvloeden. Bij de beplanting van Magershoeek zal de boomsoortenkeuze gebeuren in functie van de doelstellingen van het onderzoek. Op andere sites zal de selectie van geschikte plantensoorten afhangen van de hiervoor reeds genoemde randvoorwaarden en van de doelstellingen. Bovendien moeten de verschillende soorten bij elkaar kunnen groeien en resistent zijn voor insectenschade en ziektes (Wagner 1986).

Het sortiment moet volgens Peeters (Peeters 1981) onder andere afgestemd zijn op de aard van het afdek materiaal (zand of klei), zuurtegraad, organische stofgehalte, leem- of lutumgehalte. Indien meereisende soorten geplant worden, moet de kwaliteit van de bewortelingslaag hiervoor voldoende zijn of zodanig worden aangepast dat aan deze eisen tegemoet wordt gekomen. Indien de soortenkeuze niet wordt aangepast aan de standplaatseigenschappen resulteert dit in slechte groeieresultaten en/of sterke verliezen en is een dure herbeplanting onvermijdelijk. Bijgevolg moet een soortselectie gebeuren na een evaluatie van de actuele en te verwachten standplaatscondities (Dobson and Moffat 1993). Andere factoren die een rol kunnen spelen bij de soortenkeuze zijn het natuurlijk verspreidingsgebied, inpassing in de omgeving of houtvoorziening.

Guldmond (Guldmond 1970) en Dobson & Moffat (Dobson and Moffat 1993) raden aan bij de eerste beplanting van een huisvuilstort op ruime schaal gebruik te maken van de weinig eisende pioniers en halfpioniers (bvb wilg, populier, berk, els). Pas in een later stadium kan de beplanting aangevuld of gedeeltelijk vervangen worden door meereisende soorten, wanneer de bodem door pioniers reeds goed doorworteld is en tot een geschikte bodemstructuur is ontwikkeld en het klimaat door een reeds bestaande beplanting beschut is geworden.

Aanplantingen met wilg en populier zijn succesvol op vruchtbare gronden met een zwaardere textuur. Wilgen zijn typische pionierboomsoorten voor opgespoten terreinen. Aan het Laboratorium voor Bosbouw werd de Salimattechniek ontwikkeld. Deze techniek bestaat eruit om een gevlochten mat uit te rollen over pas opgestoten slib. Voordeel is dat kan gewerkt worden op pas opgespoten baggerslib dat geen verdere behandelingen moet ondergaan. Na 1 jaar wordt een ondoorgankelijke begroeiing bereikt van meer dan 1 meter hoog.

In de beplantingsproeven te Doel (Mertens and Lust 1999) werden een aantal boomsoorten uitgetest op heuvels aangemaakt uit brakwaterbaggerslib. Hieruit bleek dat vooral es en esdoorn geschikte soorten zijn voor een dergelijke beplanting. Enkel de beplantingen met eik en boskers gaven minder goede resultaten. Abeel groeide vrij goed maar vanwege een relatief hoge opname van Zn en Cd werd door de auteurs aangeraden om deze soort niet te gebruiken voor de beplanting van dergelijke terreinen tot verder onderzoek heeft uitgewezen of beplanting met deze soort inderdaad een risico inhoudt. Er resten nog altijd een aantal veelbelovende soorten, zoals bvb trilpopulier en berk, die nog niet werden getest.

In het algemeen treedt een trage bodemontwikkeling op indien climaxsoorten worden aangeplant zoals beuk, eik en haagbeuk. De meeste van deze soorten zijn tevens gevoelig voor bodemcompactie. Pioniersoorten, inbegrepen gewone esdoorn en noorse esdoorn, genieten de voorkeur. Aanplantingen met populier en wilg zijn succesvol op gronden met een zwaardere textuur die meer vruchtbaar zijn.

Een beschrijving van de soorten die in aanmerking komen voor afgedekte huisvuilstorten wordt gegeven door (Doffemont and Lust 1995).

3.2. Aanplanting

Kwaliteit van het materiaal

Op aan wind blootgestelde terreinen gaat de voorkeur naar kleinere, maar stevige planten, terwijl grotere planten kunnen gebruikt worden op sites die minder onderhevig zijn aan sterke winden (Dobson and Moffat 1993). Ook uit studies van onder andere Gilman et al. (1979, in Wagner, 1986) en het Department of the environment (Department of the environment 1986) bleek dat de slagingskans groter wordt indien klein plantsoen wordt aangewend. Bosplantsoen kleiner dan 1 m groeit op afgedekte storten beter dan plantsoen groter dan 2 m, ongeacht de soort. Een kleine boom kan zijn wortelstelsel beter aanpassen aan zijn groeimilieu (Gilman et al. 1985).

In het algemeen wordt, afhankelijk van de soort, aan twee- á driejarige planten de voorkeur gegeven boven ouder plantmateriaal (Peeters, 1981; Gilman et al., 1985). Planten ouder dan 2-3 jaar worden niet aangeraden.

In sommige gevallen kan het interessant zijn groter bosplantsoen te gebruiken, bijvoorbeeld 1,2-1,5 m hoog:

Bij een weelderige kruidvegetatie

Wanneer wildschade te vrezen is - individuele wildbescherming moet kunnen aangebracht worden

Bij het vervangen van afgestorven boompjes (inboeten) in een recente beplanting

Het kan een wijder plantverband mogelijk maken, bij een schaarste aan goed plantsoen, of om de kosten van de aanplanting te verminderen. In dit laatste geval is de kwaliteit van het plantsoen van nog groter belang (Aminal 1993).

Tijdstip

Het planten gebeurt wanneer de planten in rust zijn, dus ongeveer tussen 1 november en 31 maart (Aminal 1993). Op kleigronden daarentegen, die tijdens de winter oververzadigd zijn aan water, is planten in het voorjaar beter (Dobson and Moffat 1993). Belangrijk zijn de weersomstandigheden op het moment van de planting. Bewolking, mist en motregen vormen ideale plantomstandigheden. Blakende zon en gure oostenwind zijn zeer negatief. In doornatte grond wordt ook best niet geplant (Aminal 1993).

Beplanting

Op kleigrond wordt i.p.v. een gleuf een kuil gegraven, daar anders in droge omstandigheden de gleuf heropend wordt en de wortels blootgesteld worden (Dobson and Moffat 1993). Bij het planten in kuilen, moeten de kuilen bij voorkeur ongeveer tweemaal zo breed zijn als de diameter van de wortelmassa en tot 15 cm dieper dan de diepst reikende wortel (Gilman et al. 1985).

Er moet geplant worden zodanig dat de wortelhals gelijk komt met het grondoppervlak. De boompjes moeten zo recht mogelijk worden geplant en de aarde moet fijnkrumelig tussen de wortels worden aangebracht (Aminal 1993). Daarna wordt de aarde rond de wortels aangedrukt met de voet om een goede verankering te voorzien (Aminal, 1993; Dobson & Moffat, 1993).

Plantdichtheid

De plantdichtheid heeft een effect op de **worteldiepte**. Atkinson (Atkinson 1980) vond dat bij een wijdere plantafstand de wortelstelsels voornamelijk uit horizontale wortels en relatief weinig verticale zinkers bestaan. Bij een vrij dichte beplanting is 25% van het totale wortelgewicht aanwezig beneden 50 cm diepte, vergeleken met 15% bij wijdere afstanden. Op alle dieptes stijgt de worteldichtheid als de afstanden dalen. Bovendien maken bomen bij grote dichtheid reeds op jonge leeftijd meer gebruik van de ondergrond. De wortelactiviteit, aangegeven door waterabsorptie, treedt op bij relatief grotere dieptes bij dichte plantingen, en de bodemvochtdeficiënten waren op alle dieptes veel hoger. Met het oog op bescherming van het **grondwater** (zie 4.4. *Risico op uitspoeling* naar het grondwater) zal een dichte beplanting meer aan te wijzen zijn.

Een ruime plantafstand zal een uitgebreider wortelstelsel mogelijk maken, bvb bij een bewortelingslaag van humusarm zand waar de vochtvoorziening in het gedrang kan komen. Daardoor kan beter in de vochtbehoefte worden voorzien. Te grote plantafstand veroorzaakt echter een sterke **kruidontwikkeling** met alle gevolgen vandien voor de vochtvoorziening. Daarom zal meestal het midden tussen beide uitersten moeten worden aangehouden (Peeters 1981).

De plantafstand wordt dus beïnvloed door een aantal factoren maar een normale afstand is 2 m. Bijgevolg worden er 2500 planten per ha aangebracht. Op storten daarentegen waar de overlevingskansen en groei relatief gering zijn, is een kleinere plantafstand wenselijk (Dobson and Moffat 1993).

Eindbeeld

De doelstelling van de beplanting kan uiteenlopend zijn. Vooral landschappelijke aspecten in samenhang met milieubescherming, moeten benadrukt worden. In functie van de ligging en de oppervlakte van het bos kunnen sociale en educatieve aspecten aan bod komen. Economische beschouwingen zijn meestal ondergeschikt, alhoewel uiteraard niet verwaarloosbaar. Ook de bijdrage tot de algemene ecologische problematiek, inclusief de potentiële toekomstige waarde voor flora en fauna, mag niet onderschat worden (Lust and Doffemont 1994).

Het plantschema hangt ook af van het landschap dat wordt nagestreefd. Indien men een eikenbos wil met een ondergroei van hazelaar dan moeten beide soorten stamsgewijze aangeplant worden. Als men wil dat de hazelaars een bosrandvegetatie of mantel vormen, dan moet men ze in een strook aanplanten langs het eikenbos (Aminal 1993).

Om een blijvende struikenetage te verkrijgen, moeten schaduwverdragende struiken met lichtdoorlatende bomen worden gecombineerd. Onder beuk bijvoorbeeld is een struikenetage niet mogelijk (Eid 2000).

Binnen de singels en grotere beplantingseenheden dient het sortiment eenvoudig te zijn met een voorkeur voor grote groepen of vakken van één soort; bij opgaande beplantingen dienen de vakken minimaal ongeveer 15 x 15 á 20 x 20 m te zijn, waarbinnen na enkele jaren een aantal toekomstbomen kunnen geselecteerd worden. Rijgewijze menging leidt meestal tot mislukking, doordat een van beide aan elkaar grenzende soorten of achterblijft of de andere soort te zwaar beconcurrereert

Uit het oogpunt van verzorgingskosten en slagingskans is het aan te bevelen geen intensieve menging toe te passen. De voorkeur wordt gegeven aan een groepsgewijze menging boven een individuele (Peeters, 1981, Gilman et al., 1985).

3.3. Nazorg

De beplanting heeft meer kans op slagen wanneer de nodige nazorg gebeurt (Doffemont 1993):

- Bescherming tegen wildschade
- Rechtzetten van omgevallen boompjes
- Bestrijden van hinderende kruidvegetatie (zie 2.5. *Concurrentie met kruidgroei*)
- Opnieuw beplanten van openingen ontstaan door afsterven (inboeten).

De meest gebruikte individuele wildbescherming in Vlaanderen is een boomspiraal. In de meeste gevallen wordt een algemeen mislukkingspercentage van 10 tot ongeveer 20 % getolereerd zonder dat tot inboeten wordt overgegaan (Aminal 1993). Afhankelijk van de evolutie van de aanplant kan het nodig zijn na een aantal jaren te dunnen. Dunnen is het verwijderen van een aantal bomen om ruimte te creëren in het bestand. De eerste dunning gebeurt, afhankelijk van de boomsoort en de groeisnelheid, na 15 á 30 jaar (Aminal 1993).

4. POLLUTIE

Als gevolg van de verontreiniging van de waterlopen is het grootste gedeelte van het baggerslib in zekere mate verontreinigd met anorganische en organische verbindingen. Bij deze vervuiling horen onder andere zware metalen, PCB's, PAK's, zouten, pesticiden en TBT. De textuur van de grond en het organische stofgehalte, maar ook andere bodemeigenschappen zoals de zuurtegraad, het zoutgehalte, de aanwezigheid van zuurstof, de minerale samenstelling en de temperatuur, zijn van groot belang voor de mobiliteit (uitspoeling, verdamping, biologische beschikbaarheid) van de verontreinigingen.

Wanneer baggerslib gebruikt wordt voor het maken van landschapshoevels dient het slib te voldoen aan de milieuwetgeving (Vlarem, Vlarebo, Vlare). Toch zijn de grenzen voor pollutie in deze wetgeving min of meer arbitrair gekozen. Er dient dan ook onderzoek te gebeuren naar de invloed van de bodemverontreiniging op de begroeiing, het risico van verspreiding in de voedselketen en het risico van uitspoeling van de vervuiling naar het grondwater.

4.1. Algemeen

4.1.1. ZWARE METALEN

Zware metalen komen van nature in beperkte hoeveelheden voor in het milieu. Daarnaast echter zijn er heel wat antropogene bronnen zoals uitlaatgassen van auto's, fossiele brandstoffen, meststoffen en industriële afvalstoffen. Zware metalen komen in verschillende chemische vormen voor die zich verschillend gedragen in bodem, plant en dier en die daardoor ook kunnen verschillen in toxiciteit. In het algemeen kunnen de volgende chemische vormen worden onderscheiden: het metallische element, oxiden, zouten en complexe organische verbindingen. De diverse chemische vormen kunnen in elkaar omgezet worden, maar als element zijn zware metalen niet afbreekbaar en daardoor persistent.

Er zijn tal van factoren die de **mobiliteit van zware metalen** in de bodem bepalen, zoals textuur, temperatuur, aëratie en redoxtoestand, zuurtegraad (pH), kationuitwisselingscapaciteit, hoeveelheid en aard van de organische stof. In Tab. 3 (p. 31) wordt de mobiliteit van enkele zware metalen weergegeven in functie van de bodempH en redoxtoestand. Een hoge pH en een hoog gehalte aan organische stof, fijne bodempartikels en Fe en Mn oxides zal de mobiliteit van zware metalen verlagen (Ross, 1994; Balsberg Pahlsson, 1989). De mobiliteit bepaalt de **uitspoelbaarheid** maar ook sterk de **biobeschikbaarheid**: hoe mobieler, hoe beter beschikbaar voor de planten en de bodemorganismen.

4.1.2. PAK'S

Als gevolg van bosbranden, vulkanische uitbarstingen en door synthese in planten en bacteriën komen polyaromatische koolwaterstoffen (PAKS) van nature voor in het milieu. Meer dan 90 % van de op dit moment in het milieu aanwezige PAK's zijn echter van antropogene oorsprong. De belangrijkste vervuiliingsbron is de verbranding van

fossiele brandstoffen, waarbij het transport via de lucht (als damp of aërosol) de belangrijkste vervuilingroute is (Larsson 2001).

PAK's zijn ringsystemen, opgebouwd uit 2 of meer benzeenringen, lineair, angular of in een cluster geordend, bestaande uit louter koolstof- en waterstofatomen (Larsson 2001). Dit geeft aanleiding tot honderden verschillende PAK-structuren. In de lucht en in de bodem kunnen PAK's door fotochemische reacties en door micro-organismen afgebroken worden (Busing 1991).

paks zijn prioritair voor het milieu en de menselijke gezondheid omwille van volgende karakteristieken: zij veroorzaken chronische gezondheidseffecten (carcinogeen), zijn microbieel moeilijk afbreekbaar, hebben een hoge potentie voor bioaccumulatie en de traditionele behandelingen zijn weinig efficiënt (Spies and Turner 1999).

De grootste verschillen in het gedrag van organische chemicaliën kunnen toegeschreven worden aan hun fysico-chemische eigenschappen. Bij de PAK's hangen deze eigenschappen voornamelijk samen met het molecuulgewicht en de structuurformule. De belangrijkste zijn oplosbaarheid in water (S), gasdruk (P), octanol-water partiticoëfficiënt (K_{ow}) en vatbaarheid voor afbraak en transformatieprocessen. Andere essentiële parameters zijn molecuulgewicht (MW) en molair volume, met eigenschappen zoals moleculaire oppervlakte (TSA) die ook nuttig kunnen blijken voor bepaalde doeleinden.

Karakterisatie van chemische reactiviteit plaatst de wetenschap voor ernstige problemen. Waar radio-isotopen vaste halfwaarde tijden hebben, wordt de halfwaarde tijd van andere stoffen, zoals paks, in het milieu niet enkel door intrinsieke eigenschappen bepaald, maar ook door omgevingsfactoren. Factoren zoals lichtintensiteit, aard van de aanwezige micro-organismen en temperatuur beïnvloeden de halfwaarde tijd van de stof, zodat het onmogelijk (en misleidend) is één betrouwbare waarde weer te geven. Daarom geven Donald *et al.* (1992) een semi-kwantitatieve classificatie van halfwaarde tijden in groepen. Logischerwijze zal er voor een zelfde stof een andere klasse van toepassing zijn, afhankelijk of deze in de lucht dan wel in een bodemsediment voorkomt (Tab. 2). De halfwaarde tijden voor de lagere PAK's (twee- en drieringen) liggen vrij laag (2 à 8 maanden in bodem), terwijl vanaf vier ringen de halfwaarde tijd rond de 2 jaar ligt.

Tab. 2 Overzicht van enkele fysico-chemische karakteristieken van 16 PAK's van EPA bij 25 °C (Mackay et al., 1992(Mackay et al. 1992), Kalf et al., 1997(Fanta 1992)

	Structuur (aantal ringen)	MW g/mol	halfwaarde tijd klasse		MPC bodem/sediment (ppm)
			in bodem	in sediment	
Naphtaleen	2	128.19	6	7	0.14
Acenaphtyleen	3	150.2	7	8	
Acenaphteen	3	154.21			
Fluoreen	3	166.2	7	8	
Phenanthreen	3	178.2	7	8	0.51
Anthraceen	3	178.2	7	8	0.12
Fluorantheen	4	202.3	8	9	2.6
Pyreen	4	202.3	8	9	
Benzo(a)anthraceen	4	228.3	8	9	0.25/0.36
Chryseen	4	228.3	8	9	10.7
Benzo(b)fluorantheen	5	252.32			
Benzo(k)fluorantheen	5	252.32	8	9	2.4
Benzo(a)pyreen	5	252.32	8	9	0.26/2.7
Indeno(1,2,3-cd)pyreen	6	276.32			5.9
Dibenzo(ah)anthraceen	5	278.35	8	9	
Benzo(ghi)peryleen	6	268.36			7.5

MW = Molecuulgewicht

MPC = Maximum Toelaatbare Concentratie

4.1.3. PCB'S

Polygechloreerde biphenolen (PCB's) zijn mengsels van gechloreerde aromatische koolwaterstoffen, opgebouwd uit bifenyln moleculen waaraan een variabel aantal chlooratomen en waterstofatomen gebonden is. Substitutie van chloor voor waterstof aan de ringstructuur van het bifenyln leidt tot vele

combinatiemogelijkheden waardoor er in totaal 209 verschillende PCB's onderscheiden kunnen worden. In Fig. 1 is de structuurformule van het bifenyl weergegeven (Pommerening 2000).

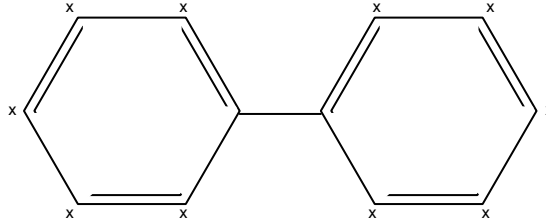


Fig. 1 Structuurformule van een ongesubstitueerde PCB

PCB's zijn uiterst persistente verbindingen die bestand zijn tegen hoge temperaturen en chemisch reactieve stoffen zoals sterke oxidanten, zuren en basen. Wel is fotochemische afbraak vastgesteld, hetgeen in de bodem echter nauwelijks een rol zal spelen, gezien de zeer dunne bodemlaag van ongeveer 1 mm waar de reactieve ultraviolette straling in kan doordringen (Pommerening 2000). PCB's komen van nature niet voor en hun mondiale aanwezigheid in het milieu is daarom uitsluitend van antropogene oorsprong (Pommerening 2000). PCB's zijn vrijwel onoplosbaar in water en zeer goed oplosbaar in vetten en oliën. Vanwege deze eigenschappen en hun zeer slechte elektrische geleidbaarheid worden PCB's onder andere veel gebruikt als isolatievloeistof in transformatoren.

PCB's zijn uiterst immobiel in de bodem. Door hun lipofiele karakter en hun slechte oplosbaarheid in water worden PCB's sterk gebonden aan kleideeltjes en organische stof (Weber et al. 1981). Deze lipofiliteit stijgt met het aantal chlooratomen. Een hoog organisch stofgehalte en fijnkorrelige bodemdeeltjes zijn bijgevolg de voornaamste factoren die de mobiliteit van PCB's op baggerspeciedepots beperken. In fijne sedimenten (< 74 µm) zijn dan ook hogere gehalten (117 mg/kg) gevonden dan in grovere sedimenten (> 74 µm; 1 - 4 mg/kg) (IARC, 1978).

Net zoals de meeste andere gechloreerde koolwaterstoffen, zijn PCB's veel minder chemisch reactief in de bodem dan andere organische pollutanten. PCB's met 1, 2 of 3 chlooratomen blijken veel beter afbreekbaar te zijn dan PCB's met 4, 5 of 6 chlooratomen. PCB's met nog meer chlooratomen worden als zeer resistent beschouwd (Pommerening 2000). Micro-organismen in de bodem zullen zorgen voor de biologische afbraak van PCB's. De meeste van deze micro-organismen komen voor in aërobe omstandigheden. De afbraaksnelheden blijven echter relatief laag.

4.1.4. ZOUTEN

Het probleem van de vervuiling van het baggerslib zal mettertijd opgelost worden als de vervuiling van onze rivieren wordt gereduceerd. Een blijvend probleem in bvb de zeehavens, is het zoutgehalte. Oplosbare zouten maken deel uit van de bodemoplossing maar zullen in het geval van baggerslib uit brakke milieus in verhoogde concentraties aanwezig zijn. De belangrijkste ionen in oplossing zijn Na^+ , K^+ , Ca^{++} , Mg^{++} en sulfaten, carbonaten, bicarbonaten en chloriden. Verhoogde

zoutconcentraties veroorzaken groeiremmingen of sterfte en veroorzaken een ernstig risico op vervuiling van het grondwater.

De elektrische geleidbaarheid, of conductiviteit, (EC) van de bodem is een maat voor het zoutgehalte. De geleidbaarheid stijgt wanneer de concentratie aan elektrisch geladen deeltjes, kationen en anionen, toeneemt. Zuiver gedestilleerd water geleidt geen elektrische stroom. Bij aanwezigheid van opgeloste zouten stijgt de geleidbaarheid proportioneel met de concentratie. De elektrische geleidbaarheid wordt uitgedrukt in mS/cm, gemeten bij 25°C. Conductiviteit is op een eenvoudige manier te meten en is een algemeen gebruikte parameter voor het vaststellen van het zoutgehalte in de bodem.

Het voordeel van de bepaling van de EC is dat geen specifieke maatregelen moeten genomen worden bij het transport en het bewaren van de monsters. Het nadeel is evenwel dat vergelijking enkel mogelijk is tussen gronden met een overeenkomstige textuur en waterhuishouding. Bij een zware kleibodem is een kleiner gedeelte van de totale vochtvoorraad beschikbaar voor de planten dan bij een lichtere bodem.

4.2. Toxiciteit van pollutanten voor de begroeiing

4.2.1. ZWARE METALEN

Bepaalde zware metalen zijn levensnoodzakelijk voor plant en dier. Koper (Cu), zink (Zn), ijzer (Fe) en in mindere mate chroom (Cr) en nikkel (Ni), worden als essentieel sporenelement in kleine hoeveelheden aangetroffen in levende organismen. Zij hebben elk een eigen, onmisbare functie in de plant. Zo speelt Zn een belangrijke rol in de fotosynthese en de enzymatische activiteit. Cu en Fe zijn onmisbaar bij de fotosynthese. Van de andere elementen is de biologische functie nog niet volledig duidelijk. In grote hoeveelheden zijn deze metalen echter toxisch.

Van andere metalen, zoals lood (Pb), kwik (Hg), cadmium (Cd) en arseen (As), is géén biologische functie bekend, en deze stoffen worden tot de meest toxische metalen gerekend. Scharenberg & Ebeling (den Ouden 1998) stelt dat het gehalte aan essentiële metalen makkelijker gereguleerd kan worden dan het gehalte aan niet-essentiële metalen. Zo zal enkel bij zeer sterke vervuiling een toename van de concentratie essentiële metalen merkbaar zijn. Dit verschijnsel noemt men homeostasis. De niet-essentiële elementen neigen naar accumulatie.

Wat betreft toxiciteit van de verschillende zware metalen voor hogere planten stelt Ross (Ross 1994) volgende gradatie voor: Hg > Pb > Cu > Cd > Cr > Ni > Zn, met Zn als het minst toxische metaal. In hogere planten zullen wortelcellen nadelige effecten als eerste ondervinden. Het toxisch effect zal verschillen voor elke plantensoort, elk bodemtype, en elk ecotype.

Een verbetering van de nutriëntenopname door de plant en van de groei als gevolg van mycorrhizale infectie zou de tolerantie van de planten voor zware metalen kunnen verhogen (Deutschman et al. 1999). Volgens Tinker & Gildon (Tinker and Gildon 1983) kunnen mycorrhizae de opname van verschillende substanties verhogen. Een verhoging van de opname van koper en zink werd door hen reeds waargenomen. Volgens Godbold (Godbold 1991) is de reactie op mycorrhizatie afhankelijk van de species en de stam van de ectomycorrhiza, van de plantensoort en van het betreffende metaal. Wilgen hebben vermoedelijk geen ectomycorrhiza.

Er bestaan 2 methoden om de **toxiciteit** van zware metalen voor planten te **bepalen**: graduele blootstelling aan zware metalen in de vorm van potproeven of hydroculturen, en simulatiemodellen (Ross 1994). Simulatiemodellen hebben als nadeel dat het een theoretische benadering van het probleem betreft en dat geen rekening gehouden wordt met de complexiteit van een reële situatie. Ross stelt ook dat potproeven een aantal ernstige beperkingen hebben. Potproeven geven geen antwoord voor verschillende bodemtypes, verschillende vegetaties, verschillende metaalspecies en verschillen in het uiteindelijk bedoelde landgebruik. Deze methode is echter wel geschikt om de impact van bepaalde metalen te bepalen op individuele organismen. De gegevens kunnen gebruikt worden om een rangschikking op te maken van de toxiciteit van de verschillende metalen voor die bepaalde plantensoort. De gegevens worden meer betekenisvol en bruikbaar wanneer de test wordt uitgevoerd samenlopend met een veldtest en in het zelfde substraat als de veldtest. Door het uitvoeren van potproeven gekoppeld aan veldonderzoek (Ross 1994) kunnen kritische grenzen aangegeven worden.

Aangezien de bodemcondities en andere omgevingsfactoren een beslissende rol spelen in de opname en toxiciteit van zware metalen, is weefselconcentratie een waardevoller werkinstrument dan bodemconcentraties voor de bepaling van toxiciteit in planten (Balsberg Pålsson 1989). Volgens Van Assche et al. (Van Assche et al. 1985) zijn zware metaalgehalten in plantorganismen algemeen beter gerelateerd met de fytotoxiciteit dan data van bodemanalyses. Van den Burg & Kolster (Van den Burg and Kolster 1978) stellen bovendien dat het uitvoeren van bodemchemisch onderzoek op een 2-tal bezwaren stuit: de extractiemethode is niet relevant voor de opname van de pollutanten door planten en de interpretatie van de gehalten, bepaald volgens een bepaalde extractiemethode is niet evident. Bladanalytisch onderzoek is volgens hem beter daar een element alleen direct voor de plant van belang is als het door de plant wordt opgenomen.

4.2.2. PAK'S

Over de biologische activiteit van PAK's is weinig bekend. Belangrijk zijn echter de carcinogene, mutagene en teratogene eigenschappen van een aantal PAK's (IARC, 1972; Sims & Overcash, 1983). Veel van deze PAK's zijn onschuldig op zichzelf, maar kunnen biologisch geactiveerd worden door enzymen ter vorming van epoxides die sterk carcinogeen zijn.

PAK's zijn zeer stabiel in slibbodems. Zij zijn slecht oplosbaar in water en hechten zich sterk aan de slibdeeltjes. PAK's kunnen uit het bodemmateriaal verdwijnen door uitspoeling, verdamping, fotochemische afbraak, hydrolyse, oxidatie en microbiële afbraak. Van deze potentiële verwijderingmechanismen wordt echter alleen de microbiële afbraak als een mogelijk belangrijk mechanisme beschouwd (Busing 1991). Op dit mechanisme wordt het onderzoek naar bodemsaneringstechnieken voornamelijk gericht.

Ruwweg worden in de bodem de hogere ringstructuren in de hoogste concentraties toegelaten. De verklaring ligt hierin dat de hogere ringstructuren het minst vervluchtigen, het minst oplossen in water en het sterkst gebonden zijn aan het organische materiaal in de bodem. Ze zijn met andere woorden het minst biobeschikbaar.

Hoewel PAK's toxisch zijn voor planten blijkt dat planten de benzeenring waaruit de PAK's opgebouwd zijn, kunnen afbreken en dus PAK's kunnen **metaboliseren** (Sims & Overcash, 1983; Edwards, 1983). Durmishidze (1974) toonde aan dat hogere planten 82 tot 98 % van het geassimileerde benzo(a)pyreen kunnen metaboliseren tot organische zuren. Soms zijn deze metabolieten giftiger dan de PAK's zelf. Zo is van benzo(a)pyreen bekend dat de metabolieten zich binden aan het erfelijkheidsmateriaal, hetgeen kan leiden tot tumorvorming. Benzo(a)pyreen is dus zelf niet carcinogeen. Dit maakt beschrijving en voorspelling van de toxiciteit van PAK's zeer complex. Sommige PAK's, zoals benzo(a)pyreen, blijken zelfs een groeistimulerende werking te hebben (Larsson 2001).

4.2.3. PCB'S

Milieubiologisch onderzoek heeft zich tot nu toe voornamelijk gericht op het voorkomen en het gedrag in aquatische organismen en vogels. Belangrijke biologische eigenschappen van PCB's zijn hun grote potentieel voor bioaccumulatie en hun toxiciteit (Füldner and Von Gadow 1994).

Toxische effecten op planten zijn onder andere remming van de wateropname, groeiremming, bladvervorming en verbleken van de bladeren (Weber et al. 1981). PCB-gehalten in de bodem van lager dan 5 mg/kg zijn voor planten echter onschadelijk.

PCB's kunnen gemetaboliseerd worden in organismen. Het merendeel van de geïdentificeerde metabolieten betrof fenolen en aanverwante verbindingen (IARC, 1978). Ook deze metabolieten kunnen toxische effecten veroorzaken, net als bij PAK's. De laag gechloroerde PCB's worden sneller afgebroken dan de PCB's met een hoog chloorpercentage.

In de VS wordt voedsel dat 5 ppm PCB's bevat oneetbaar beschouwd. Allen (Allen 1974) stelde vast dat ongeveer 2.5 ppm PCB's in het voedsel van apen duidelijke ziekteverschijnselen veroorzaakte. Eén van de waargenomen toxische effecten betreft een remming van het immuunsysteem, en het doelwitorgaan van PCB-intoxicatie wordt bij knaagdieren gevormd door de lever (Van Vliet 1985). De excretie verloopt voornamelijk via de gal en het maag-darmkanaal (IARC, 1978).

4.2.4. ZOUTEN

Zout in de bodem verhoogt de osmotische potentiaal van het bodemwater. Eén van de effecten hiervan is dat de planten meer energie moeten opbrengen om water aan de bodem te onttrekken. Als de zoutconcentratie in de bodem hoger is dan de zoutconcentratie in de plantencellen, m.a.w. de osmotische potentiaal in de bodem is hoger dan in de plantencellen, dan zal waterabsorptie voor de cellen van de wortels onmogelijk worden met tijdelijke of permanente verdroging tot gevolg. In een gematigd klimaat bij voldoende neerslag zal dit probleem zich zelden voordoen. Problemen kunnen evenwel ontstaan bij te hevige bemesting en tijdens droge perioden.

De actuele mechanismen waardoor zout de groei vertraagt of de plantweefsels beschadigt, werden nog niet volledig begrepen (Pretzsch 1993). Volgens deze auteurs zijn er twee belangrijke processen:

1. Een effect op de plant-water relaties veroorzaakt door een stijging van oplosbare zouten die de opname van water en nutriënten vertraagt als de plant zijn interne osmotische potentiaal niet voldoende kan aanpassen
2. Specifieke ion toxiciteit, waarbij zoutionen accumuleren in gevoelig weefsel en waarbij deze ionen het metabolisme onderbreken en de ionverhoudingen veranderen en/of de opname van essentiële nutriënten verhinderen.

Dirr (1976 in Van den Burg, 1981) voegt hieraan toe dat natrium andere kationen vervangt op het bodemuitwisselingscomplex waardoor een onevenwicht in het nutriëntenaanbod gecreëerd wordt.

De **respons van planten** op zout is meestal duidelijk en volgens bepaalde wetmatigheden. Er is een duidelijke daling van de groei. De fotosynthetische activiteit daalt en de stomatale geleidbaarheid en plant-water potentiaal verminderen. Deze respons kan zeer snel optreden, gaande van enkele uren tot enkele dagen, en is het gevolg van veranderingen in de osmotische potentiaal. Effecten van verhoogde ionconcentraties in het weefsel treden pas op na langere termijn. De planten accumuleren zout in hun weefsels via transpiratie. Dit resulteert in sterfte, vooral van de oudste bladeren. Sterfte van de plant treedt op wanneer bladsterfte hoger is dan de aanmaak van jonge bladeren.

4.3. Risico op verspreiding in de voedselketen

4.3.1. ALGEMEEN

Polluenten kunnen op verschillende manieren in de voedselketen opgenomen worden: via de lucht, via natte depositie en via opname uit de bodem door planten en dieren. De basis van de voedselketen zijn de groene planten. Zij halen hun voedingsstoffen uit de bodem en bouwen met behulp van het zonlicht hun biomassa op. De planten vormen het laagste trofische niveau. Herbivoren leven van plantaardig materiaal, carnivoren vormen het hoogste trofisch niveau. Dode planten en dieren zijn voedsel voor de opruimers in de natuur, de detritivoren. Deze breken de biomassa weer af tot de elementaire bouwstoffen. Bouwstoffen en energie circuleren zo voortdurend in kringlopen door de voedselketens heen.

Net zoals voedingsstoffen en energie door de voedselketens circuleren, zullen ook contaminanten van lagere naar hogere trofische niveaus getransporteerd worden. In verband met de opname van de stoffen door de bodemfauna en de vegetatie dient er voornamelijk aandacht besteed te worden aan de biologische beschikbaarheid van de verontreinigingen in de bodem.

Via hun wortels hebben de **planten** (vegetatie) een intensief contact met het bodemmateriaal waardoor zij verontreinigende stoffen kunnen opnemen. Vanuit de wortels vindt via de stengels een transport plaats naar de andere plantendelen, waarbij verschillende gehalten kunnen worden aangetroffen in wortels, stengels, bladeren, bloemen en zaden. Tussen plantensoorten kunnen verschillen bestaan in de opname en het transport van de verontreinigingen. Opname en transport blijken soms seizoensafhankelijk te zijn (Köhl and Zingg 1996). Planten zijn de voedselbron voor

herbivore insecten en zoogdieren en zaadetende vogels en zo vormen zij na de bodem de tweede schakel in de keten van het transport van verontreinigingen.

Het dode plantaardige materiaal verzamelt zich in de vorm van **een strooisellaag** op de bodem. Het strooiselmateriaal wordt gegeten en daardoor afgebroken door fragmenteerdere als regenwormen, pissebedden, slakken en verschillende insectensoorten en vervolgens verder gemineraliseerd door bacteriën en schimmels. Hierbij worden complexe organische verbindingen afgebroken tot simpele organische verbindingen, mineralen, CO₂ en H₂O, die weer door planten kunnen worden opgenomen. Bij een gelijkblijvende hoeveelheid van een verontreinigende stof kan door dit afbraakproces het gehalte van de stof in strooisellagen verhoogd worden ten opzichte van dat in het levende plantenmateriaal.

Verspreiding van pollutanten via planten kan vermeden worden door het gebruik van excluders. Dit zijn planten die de vervuiling niet opnemen in hun biomassa (zie verder, 4.3.2. *Zware metalen*). Op deze manier blijft de vervuiling geconcentreerd in de bodem en zal de voedselketen min of meer gevrijwaard blijven. Door aanmaak van organische stof door beworteling van de bodem en door de opbouw van een strooisellaag, worden zware metalen in de bodem sterker gebonden. Dit kan implicaties hebben voor de indeling in klassen van de bodem volgens Vlarebo of Vlara. Een verhoogd gehalte organisch materiaal kan de saneringsnorm verhogen.

Voor een goed begrip van het risico dat een baggerstort kan vormen en om de interpretatie van eventuele biologische toxiciteitstesten beter te kunnen plaatsen wordt hieronder een overzicht gegeven van de volledige voedselketen.

Micro-organismen of de microflora (zijnde bacteriën, actinomyceten, schimmels (0,1 - 1 µm) gisten, algen, protozoën en virussen) en grotere schimmels, de paddestoelen (macrofungi), spelen een essentiële rol in de mineralisatie van organisch bodem- en strooiselmateriaal. Belangrijke bodemmineralisatieprocessen zijn de koolstofmineralisatie en de stikstofmineralisatie. De koolstofmineralisatie of bodemademhaling betreft de afbraak van organische koolstofverbindingen onder invloed van zuurstof. In de stikstofmineralisatie zijn ammonificatie (NH₄⁺-vorming) en nitrificatie (NO₃⁻-vorming) twee belangrijke transformatieprocessen, waarbij organische stikstofverbindingen worden omgezet tot anorganische, voor de plant opneembare mineralen.

Micro-organismen kunnen een rol spelen in de omvorming, synthese en afbraak van verontreinigingen, waardoor zij ook van invloed kunnen zijn op de mobiliteit en de biologische beschikbaarheid van die stoffen. De groei van bepaalde soorten micro-organismen kan hierdoor gestimuleerd worden. Van andere soorten kan de microbiële activiteit en de groei echter geremd worden door de verontreinigingen.

De groep van **ongewervelde dieren** omvat een enorme verscheidenheid aan soorten met een zeer grote variatie in leef- en voedingsgewoonten. Zij komen vaak in grote aantallen voor waardoor zij een belangrijk deel van de biomassa uitmaken. Het voorkomen van bepaalde soorten hangt af van hun kolonisationsnelheid. Ongewervelde dieren spelen een belangrijke functie in het transport van stoffen door het ecosysteem. Zij kunnen daarbij verontreinigingen accumuleren en doorgeven aan dieren van hogere trofische niveaus. Globaal kunnen ze naar voedselkeuze onderverdeeld worden in detritivoren, herbivoren en predatoren van deze beide groepen.

Belangrijke vertegenwoordigers van de *detritivoren*, of afvaleters, zijn regenwormen, pissebedden en slakken, die een essentiële rol spelen in de decompositie van organisch afvalmateriaal. Doordat regenwormen in de bodem leven en een slijmerige huid

hebben, kunnen ze de verontreinigingen ook via de huid opnemen in de lichaamsoefelsels.

Tot de *herbivoren* of planteneters behoren onder andere de sprinkhanen en de larvale stadia (rupsen) van een aantal insectensoorten zoals vlinders en vliegensoorten. Rupsen kunnen, in tegenstelling tot de adulte vlinders grote hoeveelheden plantaardig materiaal wegvreten. Een typisch voorbeeld zijn de rupsen van de Jacobsvlinder die massaal het Jacobskruiskruid kaalvreten. Andere soorten zoals bladluizen voeden zich uitsluitend met de plantensappen, terwijl weer andere soorten zoals bijen, wespen en vlinders van de nectar van bloemen leven.

Voor de *predatoren* tenslotte bestaat het voedsel uit allerlei prooidieren die ze weten te bemachtigen. Enkele voorbeelden van deze roofdieren onder de ongewervelden, zijn roofkevers en roofwantsen; spinnen die allerlei vliegende insecten vangen in hun web; en lieveheersbeestjes die op bladluizen prederen.

De ongewervelde dieren worden op hun beurt weer gegeten door een groot aantal hogere, gewervelde, diersoorten, waaronder amfibieën, reptielen, insectivore zoogdieren en insectenetende vogelsoorten. Uit bovenstaande bespreking mag blijken dat verontreinigingen vanuit planten-, bodem- en strooiselmateriaal terecht kunnen komen in de zeer heterogene groep van ongewervelde dieren, waarna zij via een complex van voedingsrelaties verder getransporteerd kunnen worden naar de hogere dieren. Na de bodem en de planten komen de ongewervelde dieren hierbij overwegend op de derde en vierde plaats van de voedselketens.

Een drietal groepen van **gewervelde diersoorten** komen voor op baggerspeciedepots. Deze diergroepen zijn amfibieën, zoogdieren en vogels, die naar hun voedselkeuze kunnen worden onderverdeeld in herbivoren, insectivoren, omnivoren en carnivoren.

Voor volwassen *amfibieën* zal de opname van stoffen voornamelijk plaatsvinden via het overwegend dierlijke voedsel. Amfibieën zijn een prooi voor onder andere grote waadvogels (reigers e.d.) en wellicht ook voor enkele carnivore zoogdieren en roofvogels.

Zoogdieren kunnen naar hun voedselvoorkeur worden onderverdeeld in planteneters (b.v. konijnen, hazen en enkele muizensoorten), insecteneters (b.v. mollen, egels en spitsmuizen), carnivore roofdieren (wezel, hermelijn, bunzing) en tenslotte omnivore zoogdieren waar de rat en een aantal muizensoorten toe gerekend kunnen worden. Hoewel de soortendiversiteit kleiner en het aantal dieren per soort veel lager is dan bij de ongewervelde fauna, kan ook bij de zoogdieren gesproken worden van een complexiteit aan voedselrelaties tussen de verschillende trofische niveaus. Door de zoogdieren worden de voedselketens ook weer een stukje verlengd. Zo zal bijvoorbeeld na consumptie van spitsmuizen door wezels, het transport van stoffen uit de bodem in vijf stappen (bodem - planten - herbivore insecten - roofinsecten - spitsmuis - wezel) kunnen verlopen, waarbij de wezel de zesde schakel vormt in de voedselketen.

Wat betreft de *vogels* zijn voornamelijk de broedvogels van belang omdat zij gedurende een langere periode verontreinigd voedsel kunnen opnemen. Op de wat oudere baggerspeciedepots komen onder andere blauwe reigers, duiven, spreeuwen, eksters, mezen, vinken, fazanten en winterkoninkjes voor. De meeste van deze soorten, vooral de zangvogels, voeden zich overwegend met allerlei ongewervelde

dieren of met zaden van planten. Daarnaast zij er nog de roofvogels. Deze predatoren jagen op allerlei ongewervelde dieren, kleine zoogdieren (vooral muizen) en andere vogels. Ook bij de vogels zitten de diverse soorten dus verspreid over verschillende trofische niveaus, waarbij de roofvogels aan de top staan van de voedselketens.

Accumulatie in de voedselketen

Contaminanten worden niet enkel van het ene trofische niveau naar het andere doorgegeven, maar kunnen ook geaccumuleerd worden in bepaalde organismen. In het vervolg van dit rapport zal van *accumulatie* gesproken worden wanneer het organisme ten gevolge van blootstelling aan een bepaalde pollutant, doorheen de tijd een verhoogde concentratie van die pollutant vertoont (Gertner et al. 1996). Dit is het geval wanneer de opname van verontreinigde stoffen groter is dan de afbraak en de uitscheiding. De snelheid van accumulatie hangt onder meer af van stoffeïenschappen zoals vetoplosbaarheid en afbreekbaarheid bij organische pollutanten en de binding aan specifieke eiwitten bij zware metalen. Daarnaast spelen de concentratie en opneembaarheid van de stof in het voedsel, de voedselopname, de massa van het organisme en de snelheid van afbraak en uitscheiding een belangrijke rol. Voor een zelfde stof zullen daarom verschillen in accumulatie optreden tussen soorten organismen en tussen individuen van een soort. Voor een individu kan accumulatie variëren in de tijd, ook bij constante stofopname (Fuchs et al. 1985).

Aangezien voornamelijk via het voedsel accumulatie van pollutanten optreedt, zal bij dieren met een geringe mobiliteit - zoals regenwormen - de belasting een directe weerspiegeling vormen van het gehalte in de abiotische omgeving. Bij dieren met een wat groter leefgebied - zoals muizen - zal dit in mindere mate het geval zijn.

Er treedt ook een variatie op in blootstelling in de tijd, waarvan seizoensafhankelijke verschillen in belasting het gevolg zijn. Hoewel ook andere factoren een invloed hebben, blijken voornamelijk veranderingen in voedselsamenstelling hiervoor verantwoordelijk. Zo tonen Hunter et al. (Köhl and Zingg 1996) aan dat er een duidelijke seizoensafhankelijke variatie bestaat in het gehalte aan Cd en Cu in de vegetatie, met piekwaardes in de winter. Hogere gehalten in voedsel brengen natuurlijk ook hogere gehalten in de hogere trofische niveaus met zich mee.

Niet enkel het voedsel zorgt voor seizoensafhankelijke concentraties. Hunter et al. (Murdoch et al. 1972) stellen dat bij populaties van ongewervelden, ook de abundantie, soortensamenstelling en leeftijdsstructuur bepalend is voor variaties.

Naast het gehalte en de biobeschikbaarheid van de pollutant in het substraat of voedsel, spelen zowel bij planten als bij dieren fysiologische aspecten een grote rol. Dit bepaalt enerzijds de verschillen tussen soorten, maar ook de verschillen tussen pollutanten.

4.3.2. ZWARE METALEN

Een pH-daling geeft een stijging van de mobiliteit van de metalen. Dit verschijnsel wordt enigszins afgezwakt doordat metallo-organische complexen gevormd worden met bv huminezuur. De oplosbaarheid van huminezuur neemt af met een dalende pH waardoor vaste metallo-organische complexen ontstaan die tot vrij lage pH stabiel kunnen blijven. Bij een lagere pH worden deze complexen afgebroken en komen de metalen terug in oplossing. Voor Cd (vanaf pH 5) en Zn (vanaf pH 6) gebeurt dit reeds bij vrij hoge pH. Bij zure gronden is een voldoende hoog organisch materiaalgehalte in

staat om de toxiciteit van zware metalen in de bodem terug te dringen door de bindingen die gevormd worden. Dit zegt weinig over de uitspoeling omdat deze verbindingen mogelijk oplosbaar zijn en kunnen uitspoelen.

Naarmate de bodem-pH daalt en het sediment meer geoxideerd is, verhoogt de uilgoging van zware metalen naar onderliggende sedimentlagen (Singh et al., 1998).

Zn en Cd zijn in de bodem mobieler dan Pb, Cr en Cu. Zn en Cd worden dan ook gemakkelijker door de planten opgenomen (Tab. 3 en 0), hun concentratie in de weefsels stijgt sneller en hoger dan deze van Cu en Pb. De relatief hoge mobiliteit in de bodem, het hoge potentieel voor bioaccumulatie en -concentratie en het feit dat Cd geen essentieel element is maken dat dit element beschouwd wordt als één van de meest toxische elementen in plant, dier en mens (Van Vliet 1985). De accumulatie in de plant is echter ook afhankelijk van de in de bodem aanwezige concentratie. Zo stelt Van Vliet (Van Vliet 1985) dat enkel bij lage bodemconcentraties van Zn en Cd hun bioconcentratiefactor groter dan 1 wordt. Dit wil zeggen dat enkel bij lage bodemconcentraties Zn en Cd de gehalten in planten hoger zullen zijn dan de gehalten in de bodem. De bioconcentratiefactor is de verhouding van de concentratie van een element in de plant ten opzichte van de concentratie van dat element in de bodem. Pb wordt over het algemeen als een element beschouwd dat onder de meeste omstandigheden zeer immobiel is en slecht beschikbaar voor organismen. Ni vertoont de laagste metaalgehalten in planten (Tab. 5).

Het bodem-plant systeem vormt voor sommige zware metalen een barrière tegen toxiciteit in hogere trofische niveaus. De plantengroei zal terugvallen of ophouden vooraleer deze elementen opgenomen worden uit de bodem en in concentraties aanwezig zijn, die gevaarlijk zijn voor dieren (Adriano 1986). In Tab. 3 worden voor plantengroei kritische bodemconcentraties en voor dieren kritische voedingsconcentraties weergegeven.

Tab. 3 Relatieve mobiliteit van zware metalen in functie van bodempH en –redoxtoestand (Ross 1994)

Relatieve mobiliteit	Bodemtoestand			
	Oxiderend	Zuur	Neutraal -basisch	Reducerend
Zeer hoog	-	-	-	-
Hoog	Zn	Zn Cu, Co, Ni, Hg, Ag, Au	-	-
Middelmatig	Cu, Co, Ni, Hg, Ag, Au Cd	Cd	Cd	-
Laag	Pb	Pb	Pb	-
Zeer laag	Fe, Mn, Al, Sn, Pt, Cr, Zr -	Al, Sn, Pt, Cr -	Al, Sn, Cr Zn, Cu, Co, Ni, Hg, Ag, Au	Zn, Co, Cu, Ni, Hg, Ag, Au, Cd, Pb

Tab. 4 Bioconcentratiefactoren (BCF) en kritische concentraties van zware metalen in de bodem-plant-dier-keten

Element	BCF (plant/bodem)	Kritische concentraties (ppm)	
		voor de plantengroei	in de dierenvoeding
Zn	1 - 10	150 - 200	< 300 - 1000
Cd	1 - 10	5 - 10	> 0,5 - 1
Cu	0,1 - 1	15 - 20	< 30 - 100
Pb	0,01 - 0,1	10 - 20	= 10 - 30

Baggerspecie heeft sterke metaalbindende eigenschappen. Volgens Tack (Tack 1996) zijn exacte voorspellingen van de milieueffecten van zware metalen in baggerspecie nauwelijks mogelijk omdat een groot aantal onvoorspelbare factoren de diagenese van een gebaggerd en gestort sediment kunnen beïnvloeden. Verwacht wordt dat de

metalen in het slib zeer lang gebonden zullen blijven. Tack stelt dat, in de onwaarschijnlijke situatie dat al de metalen binnen 100 jaar zouden uitlogen, de penetratiediepte in zware gronden slechts enkele cm zou bedragen. In lichtere gronden is er geen probleem voor bvb Cu en Pb maar Cd en Zn migreren wel sterk.

Bij opname van sporenelementen, zoals zware metalen, dient vermeld dat dit gecontroleerd wordt door de concentratie van andere elementen en dat **interacties** kunnen optreden. Deze kunnen positief of negatief zijn: de opname van een bepaald element kan door de aanwezigheid van een ander element in hoge concentratie verbeterd of geremd worden. Zo belemmeren bepaalde macronutriënten de opname van sporenelementen. Ook antagonisme tussen micronutriënten komt frequent voor (Morel 1997). Interacties tussen zware metalen zijn complex en dikwijls contradictorisch. Turner (Mandallaz 2000) nam een stijging van Zn-concentraties in de scheuten waar bij een verhoogde Cd concentratie. Anderzijds werd door Root *et al.* (1975) een daling van de Zn-concentratie waargenomen bij verhoogde Cd-concentratie in maïs. Deze interacties zijn afhankelijk van het metaalgehalte in de bodem en van de pH (Balsberg Pålsson 1989).

Zoals hoger reeds vermeld bepalen bodemkarakteristieken in hoge mate de opname van zware metalen in planten. Daarnaast zijn er de klimaatsomstandigheden en heel wat plantspecifieke parameters, zoals de genetische eigenschappen en de ouderdom, die opname zullen bemoeilijken of eerder vergemakkelijken (Steenackers 1989). Zo kunnen planten in 3 groepen opgedeeld worden, afhankelijk van hun metaalopname (Ross 1994):

- uitsluiters: planten met beperkte opname van toxische metalen of een beperkte translocatie van de wortels naar de rest van de plant;
- index soorten: planten waarbij de opname en translocatie het metaalgehalte in de bodem weerspiegelen;
- accumulatoren: planten die metalen actief concentreren in hun weefsels.

Dit zorgt voor grote soortafhankelijke verschillen in de accumulatie van zware metalen.

Tab. 5 Metaalgehalten (ppm) in plantendelen gekweekt op havenslib, en bioconcentratiefactoren (Van Vliet 1985)

	Cr	Ni	Cu	Zn
Landbouwgewassen	0,00 - 3,46	0,01 - 2,75	1,7 - 23,6	14 - 530
Gras	0,1 - 1,06	0,6 - 2,8	10 - 25,3	110 - 219
Boombladeren	5,3	2,1	24,1	254
BCF	< 0,02	<0,04	<0,017	<0,05

Punshon (Punshon 1996) stelt duidelijke verschillen vast tussen opname van Cu, Cd en Zn bij verschillende wilgensoorten. De opname van Zn en Cd was zelfs bij wilgenklonen van een zelfde wilgensoort significant verschillend.

Ook het transport binnenin de plant is van belang en verschilt sterk van metaal tot metaal. Zo wordt Cu wel sterk opgenomen, maar niet verder getransporteerd naar de bovengrondse delen, terwijl Zn en Cd wel makkelijk in de bladeren terechtkomen.

Op basis van het onderzoek van Verbeeren (Verbeeren 1998) kan besloten worden dat het toxiciteitsrisico van zware metalen voor de omgeving van een baggerstort gering is. Daarnaast stelt Laskowski (Lesica et al. 1991) dat biomagnificatie, dit is accumulatie van polluenten in de voedselketen, alleen nooit aanleiding kan geven tot zeer hoge concentraties van zware metalen in topcarnivoren, aangezien voedselketens meestal uit niet meer dan 3 of 4 schakels bestaan.

4.3.3. PAK'S

Onderzoek heeft aangetoond dat vrijwel alle organismen in staat zijn om PAK's uit het milieu op te nemen en te metaboliseren, en er zijn duidelijke aanwijzingen dat deze stoffen kunnen geaccumuleerd worden in voedselketens (Larsson 2001). Milieubiologisch onderzoek naar PAK's betreft voornamelijk onderzoek naar het gedrag in de bodem, planten, micro-organismen en aquatische organismen. Over de terrestrische fauna zijn relatief weinig gegevens bekend.

Natuurlijke achtergrondgehalten van PAK's liggen doorgaans tussen 0.001 en 0.01 mg/kg. Van benzo(a)pyreen zijn typische achtergrondgehalten gemeten van 0.001 – 0.003 mg/kg (Larsson 2001).

Er zijn reeds heel wat artikelen verschenen over onderzoek naar de opname van één of meerdere PAK's en/of andere organische polluenten door specifieke planten (; ;). Daarnaast pogen verschillende onderzoekers een algemeen model op te stellen voor opname van organische polluenten in planten, gebaseerd op fysico-chemische karakteristieken (; ;). Edwards (Larsson 2001) en Sims & Overcash (Busing 1991) geven een algemeen overzicht van het gedrag in planten.

Over het algemeen worden PAK's vrij slecht uit de bodem opgenomen. De opnamesnelheid en de transportsnelheid in de planten zijn onder andere afhankelijk van het gehalte aan PAK's, de plantensoort, de aard van het substraat, de oplosbaarheid van de PAK's en het molecuulgewicht van de PAK's. De invloed van deze factoren is niet precies bekend. O'Connor (Choi et al. 2001) vergelijkt verschillende experimentele technieken om de biobeschikbaarheid van PAK's te relateren aan de fysico-chemische parameters (zie Tab. 2, p. 21). Hierin komt de K_{oc} sterk naar voor. Deze waarde geeft weer hoe sterk de organische polluent bindt aan de organische stof in de bodem. Daarnaast wordt ook de halfwaardetijd in rekening gebracht. Deze blijkt onrechtstreeks afhankelijk te zijn van de K_{oc} . Sterk gebonden PAK's blijken onbeschikbaar voor micro-organismen die voor de afbraak van de chemicaliën instaan. Tenslotte speelt ook de dampdruk een rol. Zelfs chemicaliën met relatief lage dampdrukken (zoals de PAK's) kunnen over significante afstanden getransporteerd worden, en in de dampfase opgenomen worden door plantenwortels of bovengrondse delen van de plant.

Opname van de PAK's in de plant gebeurt voornamelijk op volgende manieren:

1. opname vanuit de bodemoplossing, met transport van de wortels naar de bovengrondse delen (Topp et al. 1986);

2. absorptie door wortels of bovengrondse delen van vervluchtigde PAK's uit de bodem (Topp et al. 1986);
3. partitie van gebonden PAK's aan het plantweefsel, rechtstreeks van bodempartikels of aërosolen afgezet op de bladeren (Patterson et al. 1990).

Elk van deze opnameprocessen blijkt makkelijker te verlopen bij PAK's met lage molecuulgewichten dan bij zwaardere PAK's ((Busing 1991), (O'Hara 2001)).

In een lange termijn veldonderzoek van Wild et al. (Wild et al. 1992) werd zuiveringsslib met PAK's toegevoegd aan de bodem. De stijging aan PAK's in de bodem werd niet waargenomen in de planten. Wel bleken de planten relatief aangerijkt met PAK's met een laag moleculair gewicht. Er waren aanwijzingen dat de PAK's in bovengrondse plantedelen hoofdzakelijk afkomstig waren van atmosferische input. De Paks die in de wortels werden teruggevonden waren waarschijnlijk afkomstig van adsorptie aan het worteloppervlak.

Het meeste onderzoek betreffende de opname van paks doorongewervelde dieren is gedaan op aquatische organismen en slechts weinig informatie is beschikbaar over de ongewervelde terrestrische fauna. Aquatische organismen nemen het grootste deel van de polluenten op via de huid, waar het transport van polluenten voor terrestrische organismen voornamelijk via de voedselketen gebeurt. Gegevens over aquatische organismen hebben bijgevolg niet veel vergelijkingswaarde. Toch moet vermeld worden dat de bioconcentratiefactoren vrij hoog kunnen zijn, wat wijst op een lage afbraak en excretie van de polluenten. Wanneer dit ook bij de terrestrische organismen het geval is, zal rekening moeten gehouden worden met een mogelijks grote bio-accumulatie.

Duarte-Davidson & Jones (O'Hara 2001) stellen zeer algemeen dat accumulatie van een organische polluent afhangt van de K_{ow} -waarde. Bioconcentratie zal stijgen met stijgende K_{ow} of stijgende lipofiliteit. Vertaald naar PAK's betekent dit dat vooral de zwaardere PAK's zullen accumuleren. Dit stemt overeen met de waarnemingen van Ma et al. (Broekmeyer et al. 1995), waar een hogere accumulatie van fluorantheen (4 ringen) in regenwormen optrad dan van phenanthreen (3 ringen).

Fries (Hagner et al. 2001) onderzocht de opname van organische polluenten via ingestie van bodempartikels. Ingestie hangt nauw samen met het voedselpatroon. Zo zullen herbivore dieren samen met de plant vaak grond mee opnemen. Volgens Fries zullen enkel de lipofiele gehalogeneerde organische contaminanten (zoals PCB's) accumuleren. PAK's zullen gemetaboliseerd worden en dus niet accumuleren.

Veel onderzoek heeft zich gericht op studies naar carcinogeniteit, mutageniteit en teratogeniteit van PAK's (IARC, 1983; (Busing 1991)). Zo werd o.a. voor fluorantheen, benzo(b+k)fluorantheen en benzo(a)pyreen carcinogeniteit en /of mutageniteit vastgesteld bij gewervelde dieren. Benzo(a)pyreen blijkt ook teratogeen te zijn.

Met betrekking tot muizen op baggerspeciedepots, onderzocht Van Vliet (Van Vliet 1985) de mogelijke toxische effecten van fluorantheen, benzo(b+k)fluorantheen en benzo(a)pyreen. Voor fluorantheen stelde hij dat met een gemiddeld gehalte van 0.46 mg/kg in de vegetatie, de schadelijke dosis ongeveer 4 à 5 maal zo hoog is als de geschatte opname. Voor benzo(b+k)fluorantheen wordt gesteld dat het gehalte in het potentiële voedsel van herbivore muizen 100 maal lager is dan het schadelijke gehalte. Over benzo(a)pyreen kon geen uitspraak gedaan worden.

4.3.4. PCB'S

Webber et al. (Clerkx et al. 2001) kunnen niet bewijzen dat gehalten aan PCB's in planten afhankelijk zouden zijn van de gehalten in de bodem. PCB's hebben lage dampdrukken, hetgeen wijst op een lage volatiliteit van PCB's.

O'Connor (Choi et al. 2001) stelt dat voor PCB's dezelfde 3 opnamemechanismen gelden als bij BAKS:

1. opname vanuit de bodemoplossing, met transport van de wortels naar de bovengrondse delen;
2. absorptie door wortels of bovengrondse delen van vervluchtigde PCB's uit de bodem (PCB's met hun zeer lage dampdrukken zullen toch nog voorkomen in de gasfase wegens hun lage oplosbaarheden in water);
3. partitie van gebonden PCB's aan het plantweefsel, rechtstreeks van bodempartikels of aërosolen afgezet op de bladeren.

Uit metingen is gebleken dat de opname en het transport van PCB's door planten eerder gering zijn. Accumulatie is in planten dan ook relatief weinig waargenomen, in vergelijking met de vrij sterke accumulatie en bioconcentratie in aquatische organismen, vogels en vogeleieren. De geringe opname kan mogelijks verklaard worden door een slechte biologische beschikbaarheid, mede veroorzaakt door de slechte oplosbaarheid in water. Eenmaal opgenomen in de plant moet echter voor de hooggechlorideerde PCB's, gezien hun sterk lipofiele karakter en hun slechte afbreekbaarheid, rekening worden gehouden met een mogelijks relatief sterke toename van PCB-gehalten in de vet bevattende plantenweefsels zoals zaden (Pommerening 2000).

Pal et al. (Pommerening 2000) hebben een lijst samengesteld met uit de literatuur verzamelde BCF-en. Overall blijft de BCF kleiner dan 1, met een maximum van 0.96. Het PCB-gehalte in plantendelen was dus altijd lager dan het gehalte in de bodem. Van Vliet (Van Vliet 1985) stelde op basis van ongeveer 30 BCF-en een gemiddelde BCF voorop van 0.13, voor een mengeling van PCB's.

Met betrekking tot opname, bioconcentratie en toxisch effect van PCB's in de ongewervelde terrestrische fauna zijn vrijwel geen gegevens beschikbaar. De enige beschikbare gegevens hebben alle betrekking op regenwormen (Moeur 1993); (Desanker et al. 1994).

De leemte in het milieubiologisch onderzoek van PCB's in de terrestrische fauna staat in schril contrast met de hoeveelheid gegevens die beschikbaar zijn over aquatische organismen. Een belangrijk verschil tussen aquatische en terrestrische invertebraten is de hogere blootstellingsintensiteit waaraan de aquatische organismen onderhevig zijn. Zij nemen immers, behalve via het voedsel, voortdurend verontreinigingen op via de huid en de ademhalingsorganen. In de bodem levende invertebraten, zoals de regenworm, kunnen ook via de huid stoffen opnemen, maar de blootstellingsintensiteit is hierbij afhankelijk van de opgeloste, vloeibare fractie in de bodem, die uiteraard veel kleiner is dan in het aquatische milieu. Voor de meeste terrestrische dieren is de opname via de huid nihil.

Belfroid et al. (Desanker et al. 1994) stelden vast dat regenwormen PCB's uit de bodem opnemen (Tab. 6), maar dat concentraties in de regenworm de concentraties in de bodem niet overschrijden (BCF <1). Diercxsens et al. (Moeur 1993) daarentegen

constateerden een iets hogere concentratie aan PCB's in de weefsels en de darminhoud van regenwormen dan in de omliggende bodem. Biotransformatie van de PCB's in de regenwormen bleek gering.

Uit onderzoek naar PCB-opname door gewervelde dieren blijkt dat PCB's gemakkelijk opgenomen worden uit de darm. Ze hopen zich vooral op in vetweefsel, hetgeen onder andere is vastgesteld bij vogels en zeehonden (IARC, 1978).

Kannan et al. (Mäkelä 1997) stellen vast dat bio-accumulatie van PCB's in vissen, schildpadden en vogels stijgt met stijgende lipofiliteit. Dit wordt verklaard door de sterke opslag van de PCB's in het vetweefsel met bijgevolg een geringe uitscheiding, wat accumulatie tot gevolg heeft. Dit bereikt een grens, want bij PCB's met 6 tot 10 chlooratomen is de K_{ow} zo hoog dat de opname terug daalt. De PCB's worden dan te weinig beschikbaar voor opname in de voedselketen.

Fries (Hagner et al. 2001) heeft de invloed van ingestie van vervuilde bodempartikels door dieren onderzocht. Ingestie hangt nauw samen met het voedselpatroon. Zo zullen herbivore dieren samen met de plant ook vaak grond mee opnemen. Het zijn enkel de lipofiele gehalogeneerde organische contaminanten (zoals PCB's) die accumuleren. Concentraties in het vet van de dieren kunnen verscheidene malen hoger zijn dan in het voedsel.

Tab. 6 BCF-en van verschillende PCB's in regenwormen (*Eisenia andrei*) (Desanker et al. 1994)

PCB	Log K_{ow}	BCF
1,2,3,4-Tetra-CB	4.64	0.037
Penta-CB	5.18	0.022
Hexa-CB	5.73	0.507
PCB101	6.92	0.265
PCB118	7.07	0.37
PCB 138	7.30	0.280
PCB153	7.53	0.35
PCB156	7.60	0.34
PCB167	7.68	0.28
PCB180	8.06	0.263

Net zoals bij zware metalen blijken gechloreerde koolwaterstoffen (zoals PCB's) meer te accumuleren in carnivore dan in omnivore diersoorten en het minst in herbivoren (Fuchs et al. 1985). Accumulatie blijkt dus ook sterk afhankelijk van het trofische niveau, wat zelfs voor vissen, waarvan vroeger ondersteld werd dat opname via de huid het voornaamste opnamemechanisme was, door Zaranko et al. (Füldner and Von Gadow 1994) aangetoond wordt.

4.4. Risico op uitspoeling naar het grondwater

Omdat de hoeveelheid neerslag groter is dan de verdamping bestaat er in Vlaanderen een gemiddeld neerslagoverschot van ongeveer 300 mm per jaar (Ludwig and Reynolds J.F. 1988). Dit overschot spoelt af via het oppervlak of sijpelt door naar het grondwater. Door aanraking van dit water met vervuilde bodem ontstaat een risico voor vervuiling van het oppervlakte- en/of grondwater. Risico op uitspoeling wordt bepaald door de mobiliteit van de polluenten. Deze mobiliteit wordt bepaald door de fysische en chemische eigenschappen van de polluenten en ook door de bodemeigenschappen en de omgevingseigenschappen (zie hiervoor 4.1 tot 4.1.4).

Een **folie** voldoet gedurende een gemiddelde periode van 50 jaar, en ook de drainagelaag blijft niet eeuwig goed functioneren (Doffemont and Lust 1995). De vraag wordt gesteld of een bos de taak van deze beide lagen kan overnemen, enerzijds door evapotranspiratie (waterverbruik), en anderzijds door het bevorderen van percolatie door het vormen van wortelkanalen (waterafvoer). Uit een studie van Vangronsveld et al. (Vangronsveld et al. 1995) bleek dat een vegetatiedek bestaande uit metaaltolerant gras de percolatie van Zn en Cd met resp. 84 en 87 % reduceerde. Als de infiltratie van regenwater vermindert, wordt dus ook de kans op uitspoeling van de polluenten beperkt. Dit gebeurt enerzijds door **interceptie** van regenwater in de kronen en anderzijds door het **waterverbruik** van de planten (Fig. 2).

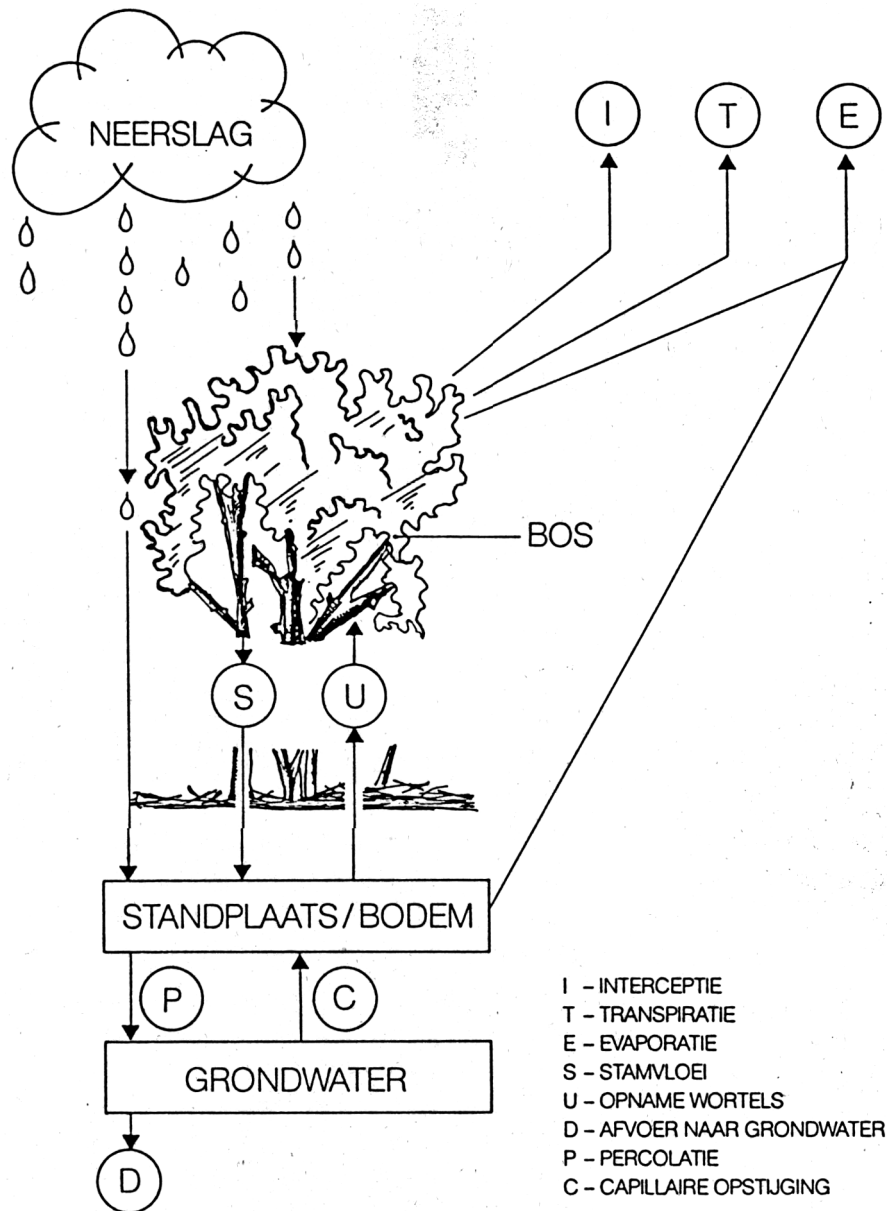


Fig. 2 Waterbalans van een bos (Studiecommissie Waterbeheer, Natuur, Bos en Landschap, 1987)

Interceptie wordt voornamelijk beïnvloed door het klimaat en de bestandskenmerken zoals structuur, leeftijd, oppervlakte en boomsoort (Roestel 1984). Grotere windsnelheden zorgen voor grotere interceptieverliezen doordat de verdampingssnelheid gorter zal zijn. Lage dichtheid van een bos geeft lage interceptie. De interceptie van bestanden met een kleine oppervlakte ligt aanzienlijk hoger dan de interceptie van omvangrijke bosgebieden. Dit hangt samen met de invloed van lokale advectie (Roestel 1984).

Volgens Hendriks (Hendriks 1990) is de interceptie in naaldbossen groter doordat naaldbomen het gehele jaar in blad zijn. Volgens Dobson & Moffat (Dobson and Moffat 1993) zijn echter de verschillen in interceptie tussen loofhout met en zonder bladerdek verrassend klein. Redenen hiervoor zouden kunnen zijn dat kale takken en twijgen

bedekt zijn met mossen en korstmossen die vrij efficiënt zijn bij het intercepteren van neerslag, en dat tijdens de winter de interceptie gemakkelijker doorgaat door toenemende ventilatie.

Het **waterverbruik**, of transpiratie, van bos is groter dan van andere gewassen doordat bomen dieper kunnen wortelen dan gras of landbouwgewassen, en op deze wijze ook vocht aan diepere lagen kunnen onttrekken (Dobson and Moffat 1993). Een ander oorzaak van het grotere waterverbruik is dat bos een hoge en aërodynamisch ruwe vegetatie is: de turbulente uitwisseling van impuls, warmte en waterdamp met de atmosfeer verloopt dan ook veel sneller dan bij korte gewassen (Hendriks 1990). Eén enkele volwassen boom kan 450 l water per dag transpireren (Bolund 1999)

De transpiratie wordt beïnvloed door meer factoren dan de interceptie. Bodemvochtcondities, bestandsstructuur, leeftijd en boomsoort kunnen grote variaties veroorzaken bij de transpiratie van bossen (Roberts 1983).

De dichtheid van een bestand heeft weinig invloed op de transpiratie omdat een lagere transpiratie van bomen in een minder dicht bestand veelal wordt gecompenseerd door een hogere evapotranspiratie van bodem en ondergroei (Roberts 1983); (Roestel 1984). De transpiratie tussen een jong en oud bestand verschilt (Persson and Lindroth 1994). De kleine verschillen in transpiratie bij verschillende boomsoorten lijken erop te wijzen dat onder een gematigd klimaat gesloten bestanden van gelijke leeftijd en structuur bijna dezelfde actuele evapotranspiratie vertonen (Roberts 1983).

Bevorderen van de totale verdamping is mogelijk door vegetatie te kiezen die dieper wortelt, zodat de hoeveelheid beschikbaar vocht toeneemt. Uiteraard kan de vegetatie ook meer verdampen naarmate het groeiseizoen langer is. In dit verband is het wenselijk een vegetatie te kiezen die in de winter groen blijft (gras, naaldbomen, groenblijvende heesters en struiken) (Hoeks and Agelinck 1982). Om optimaal gebruik te maken van de waterinhoud in de bewortelingslaag is een samenstelling van enerzijds boomsoorten die de neiging vertonen om dieper te wortelen (bvb zwarte els) en anderzijds boomsoorten die eerder oppervlakkig wortelen (bvb berk) samen met struiken, aan te raden (Doffemont and Lust 1995).

Zachte berk heeft een zeer sterke transpiratie en vermindert zo het wateroverschot op kaalvlakten. Studies van transpiratie bevestigen de tendens van es om meer te transpireren dan andere soorten.

Bodemevaporatie speelt een relatief kleine rol bij de waterbalans in vergelijking met interceptie en transpiratie. Evaporatie van een grasoppervlakte was veel minder dan van de beboste terreinen (Rutter and Fourt 1965).

De aard van de bodem beïnvloedt wel de kwaliteit van het bos en daarmee de grootte van de transpiratie, bodemevaporatie, en afvoer (Roestel 1984). Als een redelijk dichte ondergroei aanwezig is, kan de transpiratie samen met de evaporatie van bodem en ondergroei gemiddeld meer dan 30% van de totale transpiratie en evaporatie van het bestand bedragen. Als er geen ondergroei aanwezig is kan de bodemevaporatie nog 10 à 20 % zijn.

Er kan uit deze gegevens worden besloten dat de waterafvoer minimaal is onder bos als vegetatie (Tab. 7). Slechts 5,7-19,2% van de gemiddelde neerslag, afhankelijk van de boomsoort, wordt afgevoerd, zij het via runoff (oppervlakteafvoer), zij het via percolatie door de bodem. Een struikenvegetatie volgt na bos wat de waterafvoer betreft.

Tab. 7 Afvoer naar het grondwater onder verschillende begroeiingsvormen in de omgeving van Frankfurt am Main (a) en Berlijn (b) (Studiecommissie Waterbeheer, Natuur, Bos en Landschap, 1987)

	a	b
	(% van gem. neerslag zijnde 663 mm)	(% van gem. neerslag zijnde 581 mm)
schaarse begroeiing	50	48
akker	35	35
grasland	25	25
Am. eiken/beukenbos (a)	19	
struikvegetatie	15	15
naald/eikenbos (a)	5,7-8,5	
bos (b)		11

Relatief gezien gebruikt fijnspar het grootste deel van de neerslag (90%), gevolgd door douglas (80%), het laagste verbruik heeft beuk met 48-65%. Dit totale waterverbruik is een maat voor de invloed die verschillende bostypes hebben op het afvoergedrag van hun groeiplaats (SWNBL, 1987). Wiemer (1987, in Ettala et al., 1988) legt een samenstelling van kruidachtige en houtachtige planten op, zoals gras, struiken en bomen om een maximale evapotranspiratie te bereiken

Al de vermelde cijfers hebben betrekking op volwassen bos. Pas geplante bomen zullen niet hetzelfde waterverbruik hebben. Niettemin zal het waterverbruik stijgen en met de tijd een maximum bereiken als de kroonsluiting bereikt is (Dobson and Moffat 1993).

Hakhout met een korte omlooptijd (<10 jaar) heeft transpiratie- en interceptiewaarden die groter zijn vergeleken met hooghout en landbouwgewassen. De transpiratie van een niet-geïrrigeerd hakhout met korte omloop is groter dan 480 mm (Ettala 1988 in Dobson & Moffat, 1993); de interceptie bedraagt 30-50% van de jaarlijkse neerslag.

Wortelgroei zal eerst de infiltratie doen dalen maar later zal de afbraak van wortels kanalen achterlaten die resulteren in een verhoogde infiltratie (Meek et al. 1992). Het voorkomen van slecht doorlatende lagen vermindert uiteraard de infiltratiesnelheid. Grondbewerkingen op gronden die niet betreden zijn met machines verbeteren de infiltratie niet door de vernietiging van natuurlijke kanalen. Grondbewerking zou beperkt moeten worden tot terreinen die machineverkeer ondergingen, en het aantal

van zulke terreinen zou verminderd moeten worden door het verkeer te controleren (Meek et al. 1992).

De gevolgen van veranderingen in de infiltratiesnelheid voor de afvoer zijn in belangrijke mate afhankelijk van de helling van het terrein. Hoe steiler de helling, hoe kleiner de infiltratie en hoe groter de oppervlakkige afstroming. De aanwezigheid van een vegetatie vermindert dit effect.

5. ONTWIKKELING VAN EEN BOSECOSYSTEEM

Bij het ontwerpen van baggerstortbeplantingen moet rekening worden gehouden met de doelstellingen en de eis van geslotenheid. Daarom zou de beplanting volgens Peeters (Eid 2000) kunnen bestaan uit:

- Alleen struiken
- Struiken met hier en daar een boom
- Opgaande bomen met struiken etage.

Bij de tweede mogelijkheid moeten schaduwverdragende en geen sterk concurrerende struiken worden gebruikt. Es en eik geven geen zware schaduw en zijn dus geschikt om struiken onder te planten (Eid 2000). Als wordt gekozen voor de derde mogelijkheid meent Peeters (Eid 2000) dat de struiken zich moeilijk zullen kunnen handhaven onder de bomen, vooral in de jeugdfase. De lichthoeveelheid is meestal onvoldoende. Pas als de bomen groter worden met een hogere en opener kroon en ruimere afstanden, verbeteren de groeiomstandigheden voor de struiken. Deze vorm van aanleg zal dan ook vele extra ingrepen vragen in de bomenetage. Uiteindelijk zal een gelijke situatie ontstaan als de tweede uit de rij, struiken met hier en daar een boom.

Uiteraard moet bij de keuze van de soorten rekening gehouden worden met de groeisnelheden. Er moet naar een beplanting met gelijk groeiritme worden gestreefd. Intensieve menging van snel en traag groeiende soorten zal onherroepelijk leiden tot verdwijnen van de laatste. Een menging van soorten met een op de betreffende groeiplaats gelijk groeiritme of een groepsgewijze menging heeft meer kans van slagen (Eid 2000).

Gilman et al. (Gilman et al. 1985) beschrijven de stappen die moeten ondernomen worden bij het beplanten van afgewerkte stortterreinen. Deze stappen zijn ook interessant voor het bebossen van baggerheuvelds:

1. Selecteren van een eindgebruik, afhankelijk van de lokale noden en van de politiek. In het geval van landschapsdijken kan dit zijn: tegengaan van uitspoeling van polluenten, visuele buffering, tegengaan van erosie, enz.
2. Erosie controle. Recent afgedekte stortterreinen moeten onmiddellijk gestabiliseerd worden om erosie tegen te gaan.
3. Uittesten van verschillende soorten.
4. Bodemanalyses. De bodem moet onderzocht worden naar pH, Mg, Ca, P, K, NO₃, NH₄, conductiviteit Cu, Fe, Zn, Mn, textuur, bulk densiteit (di compactie) en organisch materiaal. Op basis van deze analyses wordt beslist door gespecialiseerde laboratoria of de bodem moet aangevuld worden met kalk, meststof of organisch materiaal.
5. Zaaïen van gras en/of bodembedekkers. De auteurs raden aan om ook de planten uit te proberen die spontaan gegroeid zijn op dergelijke terreinen.

6. Ontwikkelen van boom- en struikgroei. Gilman et al. (Gilman et al. 1985) menen dat het zinvol is om na het inzaaien van bvb gras 1 of 2 jaar te wachten alvorens de bomen te planten. Bomen die geplant worden als ze kleiner zijn dan 1 m groeien significant beter dan bomen van dezelfde soort groter dan 2 m, ongeacht de soort.

6. STATISTIEK

Statistische technieken worden gebruikt om data te organiseren en te analyseren zodat zinvolle conclusies kunnen getrokken worden over bepaalde fenomenen. In de ecologie zijn de grondslagen van dergelijke gevolgtrekkingen statistische testen zoals een t-, F- en χ^2 -test of procedures zoals een variantieanalyse (ANOVA). Om deze klassieke technieken te kunnen toepassen dient meestal voldaan te zijn aan de voorwaarde dat elk gegeven onafhankelijk is van alle andere gegevens en dat de data identiek verdeeld zijn. Bij de analyse van ruimtelijk variërende omgevingsparameters of distributies, is de ruimtelijke afhankelijkheid een belangrijke factor waarmee in de traditionele statistische methodes geen rekening wordt gehouden (Suzuki 1975).

In de bosbouw heeft men zeer frequent te maken met ruimtelijk verdeelde monsters en variabelen waarbij normale statistische assumpties worden geschonden. Volgens Biondi et al. (Neter et al. 1996) geven analyses van bosstructuur- en dynamiek die informatie over de ruimtelijke variabiliteit bevatten zeker een meer accurate beschrijving van de realiteit. Bovendien resulteert een schatting van de variatie die te wijten is aan ruimtelijke afhankelijkheid op verschillende niveaus in een basis voor een effectieve proefopzet (Jeffers 1982 in Biondi et al., 1994). Geostatistiek is een verzameling statistische technieken die rekening houden met de ruimtelijke afhankelijkheid en die toelaat een aantal interpolaties en voorspellingen uit te voeren.

Referenties

- Adriano, D.C., 1986. Trace elements in the terrestrial environment. Springer, New York.
- Aguirre, O., Kramer, H., Jiménez, J., 1998. Strukturuntersuchungen in einem Kiefern-Durchforstungsversuch Nordmexicos. Allgemeine Forst Und Jagdzeitung 169(12), 213-219.
- Allen, S.E., 1974. Chemical analysis of ecological materials. Blackwell Scientific Publications, Oxford.
- Aminal 1993. Aanleg van nieuwe bossen. Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap. 101 p.
- Atkinson, D. 1980. The distribution and effectiveness of the roots of tree crops. Purdue University. Horticultural reviews, volume 2. 424-490 p.
- Balsberg Pålsson, A.-M., 1989. Toxicity of heavy metals (Zn, Cu, Cd, Pb) to vascular plants. Water, Air, and Soil Poll. 47, 287-319.
- Bartelink, H.H., 2000. A growth model for mixed forest stands. For. Ecol. Manage. 134, 29-43.
- Binns, W.O. & Fourt, D.F. 1980. Surface workings and trees. *In* Proceedings of the Research for practical arboriculture. Proceedings of the Forestry commission/Arboricultural association seminar, 80, Preston, UK. *Edited by* 60-75 p.
- Bradshaw, A.D. 1981. Growing trees in difficult environments. *In* Proceedings of the Research for practical arboriculture. Proceedings of the Forestry Commission/Arboricultural Association, 80, Preston, UK. *Edited by* 93-106 p.
- Broekmeyer, M.E.A., Clerkx, A.P.P.M., and Koop, H.G.J.M. 1995. Bosdynamiek in Norgerholt: tien jaar monitoring in een Hulst-Eikenbos. IBN-DLO. IBN-rapport 210. 112 p.
- Bugmann, H., Wullschleger, S.D., Price, D.T., Ogle, K., Clark, D.F., Solomon, A.M., 2001. Comparing the performance of forest gap models in North America. Climatic Change 51, 349-388.
- Busing, R.T., 1991. A spatial model of forest dynamics. Vegetatio 92, 167-179.
- Choi, J., Lorimer, C.G., Vanderwerker, J., Cole, W.G., Martin, G.L., 2001. A crown model for simulating long-term stand and gap dynamics in northern hardwood forests. For. Ecol. Manage. 152, 235-258.
- Clark, P.J., Evans, F.C., 1954. Distance to nearest neighbour as a measure of spatial relationships in populations. Ecology 35(4), 445-453.

- Clerkx, A.P.P.M. 2001. Bosreservaat De Heul: bosstructuur en vegetatie bij aanwijzing tot bosreservaat. Wageningen-UR. Alterra-rapport 371. 49 p.
- Clerkx, A.P.P.M., Schelhaas, M.J., and Sanders, M.E. 2001. Bosreservaat Mattemburgh - Bosstructuur en vegetatie bij aanwijzing tot bosreservaat. Wageningen UR. Alterra-rapport 223. 47 p.
- Cleugh, H.A., Miller, J.M., Bohm, M., 1998. Direct mechanical effects of wind on crops. *Agroforestry Systems* 41(1), 85-112.
- Davies, R.J., 1987. Tree establishment: soil amelioration, plant handling and shoot pruning, in: Patch, D. (Eds.), *Advances in practical arboriculture*. Forestry commission bulletin 65. HMSO, London, pp. 52-58.
- De Schrijver, A., Nachtergale, L., Roskams, P., De Keersmaeker, L., Mussche, S., Lust, N., 1998. Soil acidification along an ammonium deposition gradient in a Corsican Pine stand in northern Belgium. *Environ. Pollut.* 102 Suppl. 1, 427-431.
- De Vos, B., and Huvenne, P. 1995. Evaluatie van ontwaterd brakwaterslib als groeimedium voor bomen. Containerproef 1992-1995. Universiteit Gent. 79 p.
- den Ouden, J., 1998. Vera's theorie nader beschouwd: hoe oer is het woud? *Nederlands Bosbouw tijdschrift* 70, 111-113.
- Department of the environment 1986. Landfilling wastes. A technical memorandum for the disposal of wastes on landfill sites. HMSO. Waste management paper n° 26. 205 p.
- Desanker, P.V., Reed, D.D., Jones, E.A., 1994. Evaluating forest stress factors using various forest growth modeling approaches. *For. Ecol. Manage.* 69, 269-282.
- Deutschman, D.H., Levin, S.A., Pacala, S.W., 1999. Error propagation in a forest succession model: the role of fine-scale heterogeneity in light. *Ecology* 80, 1927-1943.
- Dewar, R.C., Cannell, M.G.R., 1992. Carbon sequestration in the trees, products and soils of forest plantations - an analysis using UK examples. *Tree Physiol.* 11(1), 49-71.
- Dobson, M.C., Moffat, A.J., 1993. The potential for woodland establishment on landfill sites. HMSO, London.
- Doffemont, R. 1993. Mogelijkheden tot het bebossen van stortterreinen voor huishoudelijk afval. Thesis, University of Ghent, Ghent, 133 p.
- Doffemont, R., and Lust, N. 1995. Bebossen van afgedekte storten. Literatuurstudie. Laboratorium voor Bosbouw, Universiteit Gent, OVAM, Bestuur Realisatie en Sanering, Dienst Sanering. 162 p.

- Eid, T., 2000. Use of uncertain inventory data in forestry scenario models and consequential incorrect harvest decisions. *Silva Fennica* 34, 89-100.
- Ettala, M.O., Yrjönen, K.M., Rossi, E.J., 1988. Vegetation coverage at sanitary landfills in Finland. *Waste Management and Research* 6, 281-289.
- Fanta, J., 1992. Spontane Waldentwicklung auf diluvialen Sandböden und ihre Bedeutung für den Naturschutz. *Norddeutsche Naturschutzakademie - Berichte* 5(1), 23-27.
- Faulkner, M.E., Malcolm, D.C., 1972. Soil physical factors affecting root morphology and stability of Scots pine on upland heaths. *Forestry* 45(1), 23-36.
- Fuchs, P., Ma, W., Smies, M., 1985. Bioaccumulatie van milieucontaminanten in terrestrische voedselketens. *Vakblad Voor Biologen* 65(13-14), 75-79.
- Füldner, K. & Von Gadow, K. 1994. How to define a thinning in a mixed deciduous beech forest. *In Proceedings of the Mixed stands. Research plots - Measurements and results - Models. Proceedings from the Symposium of the IUFRO Working Groups S4.01-03 and S4.01-04, 94, Lousa/Coimbra, Portugal. Edited by IUFRO.* 1-12 p.
- Gertner, G., Parysow, P., Guan, B., 1996. Projection variance partitioning of a conceptual forest growth model with orthogonal polynomials. *For. Sci.* 42, 474-486.
- Giller, K.E., Witter, E., McGrath, S.P., 1998. Toxicity of heavy metals to microorganisms and microbial processes in agricultural soils: a review. *Soil Biology and Biochemistry* 30(10/11), 1389-1414.
- Gilman, E.F., Flower, F.B., Leone, I.D., 1985. Standardized procedures for planting vegetation on completed sanitary landfills. *Waste Management and Research* 3, 65-80.
- Glimmerveen, I., 1996. Should trees now be more actively used in the rehabilitation of heavy metal contaminated sites? *Aspects of Applied Biology* 44, 357-361.
- Godbold, D.L., 1991. Cadmium uptake in Norway spruce (*Picea abies*[L.] Karst.) seedlings. *Tree Physiol.* 9, 349-357.
- Green, E.J., MacFarlane, D.W., Valentine, H.T., 2000. Bayesian synthesis for quantifying uncertainty in predictions from process models. *Tree Physiol.* 20, 415-419.
- Guldmond, J.L., 1970. Mogelijkheden voor beplanting van vuilstortterreinen. *Groen* 26(12), 660-666.
- Hagner, M., Lohmander, P., Lundgren, M., 2001. Computer-aided choice of trees for felling. *For. Ecol. Manage.* 151, 151-161.
- Hendriks, M.J. 1990. Onderzoek naar de verdamping van een loofbos. Meetresultaten en enkele modelberekeningen. SWNBL-rapport 7c.

- Hoeks, J., and Agelinck, G.J. 1982. Onderzoek naar mogelijkheden om de infiltratie van regenwater in een afvalstort te verminderen . Instituut voor cultuurtechniek en waterhuishouding. Rapport nr 3. 39 p.
- Huvenne, P., De Vos, B., and Lust, N. 1995. Boomgroei en bebossing op geconsolideerd brakwaterslib. Proefproject op linkerscheldeoever te Beveren. Ondernemingen Jan De Nul en Universiteit Gent, Laboratorium voor Bosbouw. Eindrapport 1992-1995. 123 p.
- Imo, M., Timmer, V.R., 1997. Vector diagnosis of nutrient dynamics in mesquite seedlings. *For. Sci.* 43, 268-273.
- Insley, H. 1980. Roadside and open space trees. *In Proceedings of the Research for practical arboriculture. Proceedings of the forestry commission/Arboricultural association seminar , 80, Preston, UK. Edited by 84-92 p.*
- Kenk, G., Guehne, S., 2001. Management of transformation in central Europe. *For. Ecol. Manage.* 151, 107-119.
- King, J.A., 1988. Some physical features of soil after opencast mining. *Soil Use and Management* 4(1), 23-30.
- Kozlowski, T.T., 1986. Soil aeration and growth of forest trees. *Scandinavian Journal of Forest Research* 1, 113-123.
- Köhl, M., Zingg, A., 1996. Eignung von Diversitätsindizes bei Langzeituntersuchungen zur Biodiversität in Waldbeständen. *Allgemeine Forst Und Jagdzeitung* 167(4), 76-85.
- Larsson, T.B.Ed., 2001. Biodiversity evaluation tools for European forests. *Ecological Bulletins* 50, 236.
- Lesica, P., McCune, B., Cooper, S.V., Hong, W.S., 1991. Differences in lichen and bryophyte communities between old-growth and managed second-growth forests in the Swan Valley, Montana. *Can. J. Bot.* 69, 1745-1755.
- Ludwig, J.A., Reynolds J.F., 1988. *Statistical ecology - A primer on methods and computing.* Wiley, New York.
- Lust, N., and Doffemont, R. 1994. Mogelijkheden tot het bebossen van stortterreinen voor huishoudelijk afval. Universiteit Gent, Laboratorium voor Bosbouw. Rapport in opdracht van de Koning Boudewijnstichting. 38 p.
- Mackay, D., Shiu, W.Y., Ching, M.K., 1992. Physical-chemical properties, in: *Illustrated handbook of physical-chemical properties and environmental fate for organic chemicals. 2 : Polynuclear aromatic hydrocarbons, polychlorinated dioxins, and dibenzofurans.*

- Mandallaz, D., 2000. Estimation of the spatial covariance in universal kriging: application to forest inventory. *Environmental and Ecological Statistics* 7, 263-284.
- Mayer, H., 1992. *Waldbau auf soziologisch-ökologischer Grundlage*. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart.
- Meek, B.D., Rechel, E.R., Carter, L.M., De Tar, W.R., Urie, A.L., 1992. Infiltration rate of a sandy loam soil: effects of traffic, tillage and plant roots. *Soil Sci. Soc. Am. J.* 56, 908-913.
- Mertens, J., and Lust, N. 1999. Groei van bomen en bossen op brakwaterslib aangerijkt met zware metalen. Universiteit Gent in opdracht van Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, Departement Leefmilieu en Infrastructuur, Administratie Waterwegen en Zeewezen, Afdeling Zeeschelde. Eindrapport Overeenkomst B 206/1. 109 p.
- Ministerie van volkshuisvesting, ruimtelijke ordening, milieubeheer, 1985. *Gebruiksmogelijkheden van afvalstortterreinen*.
- Moeur, M., 1993. Characterizing spatial patterns of trees using stem-mapped data. *For. Sci.* 39(4), 756-775.
- Moffat, A.J., 1989. The new site, in: Hibberd, B.G. (Eds.), *Urban forestry practice*. Forestry commission, Handbook 5, HmsO, Londen, pp. 40-47.
- Morel, J.L., 1997. Bioavailability of trace elements to terrestrial plants, in: Tarradellas, J., Bitton, G., Rossel, D. (Eds.), *Soil ecotoxicology*. Lewis Publishers, US, pp. 141-167.
- Murdoch, W.W., Evans, F.C., Peterson, C.H., 1972. Diversity and pattern in plants and insects. *Ecology* 53(5), 819-828.
- Mäkelä, A., 1997. A carbon balance model of growth and self-pruning in trees based on structural relationships. *For. Sci.* 43, 7-24.
- Neter, J., Kutner, M.H., Nachtsheim, C.J., Wasserman, W., 1996. *Applied Linear Statistical Models*. WCB McGraw-Hill, Boston, Massachusetts.
- O'Hara, K.L., 2001. The silviculture of transformation - a commentary. *For. Ecol. Manage.* 151, 81-86.
- Patterson, S., Mackay, D., Tam, D., Shiu, W.Y., 1990. Uptake of organic chemicals by plants: a review of processes, correlations and models. *Chemosphere* 21(3), 297-31.
- Peeters, J.P., 1981. Beplanten op vuilstortterreinen. *Groen* 37(4), 174-185.
- Peeters, J.P., 1985. Wel en wee bij het beplanten van afvalstorten. *Heidemijtijdschrift* 5, 146149.
- Peeters, J.P., 1986. Met beplantingen afvalbergen inpassen in landschap. *Tuin & Landschap* 25, 22-25.

- Persson, G., Lindroth, A., 1994. Simulating evaporation from short-rotation forest: variations within and between seasons. *J. Hydrol.* 156 , 21-45.
- Pieters, A., and Segers, R. 1992. Project bodemmeetnet in de bossen van het Vlaamse Gewest. Ministerie van de Vlaamse Gemeenschap, Aminal, Dienst Waters en Bossen, K.U. Leuven, Afdeling Land- en Bosbeheer, Laboratorium voor bosbouw. eindverslag 14/10/91-13/10/92.
- Pommerening, A., 2000. Neue Methoden zur räumlichen Reproduktion von Waldbeständen und ihre Bedeutung für forstliche Inventuren und deren Fortschreibung. *Allgemeine Forst Und Jagdzeitung* 171(9-10), 164-170.
- Pretzsch, H. 1993. Analyse und Reproduktion räumlicher Bestandesstrukturen - Versuche mit dem Strukturgenerator STRUGEN. *Schriften aus der Forstlichen Fakultät der Universität Göttingen und der Niedersächsischen Forstlichen Versuchsanstalt.* 114. 87 p.
- Punshon, T. 1996. Heavy metal resistance in *Salix*. Ph.D. thesis, School of Biological and Earth Sciences, Liverpool, 264 p.
- Roberts, J., 1983. Forest transpiration: a conservative hydrological process? *J. Hydrol.* 66, 133-141 .
- Roestel, J.V. 1984. Transpiratie en interceptie van bos: een literatuurstudie. *Bos en water* 7b, Studiecommissie Waterbeheer, Natuur, Bos en Landschap. 187 p.
- Ross, S.M., 1994. Toxic metals in soil-plant systems. John Wiley & Sons, Chichester.
- Rushton, B.S., Toner, A.E., 1989. Wind damage to the leaves of sycamore (*Acer pseudoplatanus* L.) in coastal and non-coastal stands. *Forestry* 62(1), 67-88.
- Rutter, A.J., Fourn, D.F., 1965. Studies in the water relations of *Pinus sylvestris* in plantation conditions. A comparison of soil water changes and estimates of total evaporation on four afforested sites and one grass-covered site. *Journal of Animal Ecology* 2, 197-209.
- Spies, T.A., Turner, M.G., 1999. Dynamic forest mosaics, in: Hunter Jr., M.L.Ed. (Eds.), *Maintaining Biodiversity in forest ecosystems.* Cambridge University Press, Cambridge, pp. 95-160.
- Steenackers, J. 1989. Boomgroei op vliegasstorten - Fysische en chemische aspecten. PhD, University of Ghent, Ghent, 261 p.
- Studecommissie Waterbeheer, Natuur, Bos, and Landschap 1987. *Water boven Water. Studieresultaten 1983-1987.* 132 p.
- Suzuki, T., 1975. The ring width and contents of Cd, Zn and Pb in wood of annual rings of the

- sugi tree growing in an area contaminated by Cd from a zinc refinery at Annaka, Gunma. *Journal of Japanese Forest Society* 57, 45-52.
- Tack, F. 1996. Extraheerbaarheid en fractionatie van zware metalen in gecontamineerde sedimenten. Ph.D. Universiteit Gent, Gent, 163 p.
- Taylor, H.M., Brar, G.S., 1991. Effect of soil compaction on root development. *Soil and Tillage Research* 19, 111-119.
- Tinker, P., Gildon, A., 1983. Mycorrhizal fungi and ion uptake, in: Robb, D., Pierpoint, W. (Eds.), *Metals and micronutrients*. Academic Press, London, pp. 21-32.
- Topp, E., Scheunert, A., Attar, A., Korte, F., 1986. Factors affecting the uptake of ¹⁴C labelled organic chemicals by plants from soil. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 11, 219-228.
- Van Assche, F., Cardinaels, C., Derde, M.P., Put, D. & Clijsters, H. 1985. Enzymes as biological criteria for the phytotoxic effect of soils, contaminated with heavy metals. *In Proceedings of the Belgian research on metal cycling in the environment*, 85, Brussels, Belgium. *Edited by Rondia, D.* 365-374 p.
- Van den Burg, J. 1981. De invloed van zout (NaCl) in het wortelmilieu op 4 loofboomsoorten (verslag van een in 1980 uitgevoerde kasproef). Rijksinstituut voor onderzoek in de bos- en landschapbouw "De Dorschkamp". Rapport nr. 281. 72 p.
- Van den Burg, J. 1986. De invloed van zout in het wortelmilieu op 23 loofboomsoorten (verslag van een in 1983 uitgevoerde kasproef). Rijksinstituut voor onderzoek in de bos- en landschapbouw "De Dorschkamp". Rapport nr. 426. 120 p.
- Van den Burg, J., and Kolster, H.W. 1978. Blad- en grondonderzoek in populierenbeplantingen van de Stichting Industrie-Hout in de zomer van 1977. Rijksinstituut voor onderzoek in de bos- en landschapbouw "De Dorschkamp". Rapport nr. 162.
- Van Ham, W.A., 1985. De Mattemburgh, "Een landgoed en zijn bewoners". Publikaties van het archivaat "Nassau-Brabant", Nederland.
- Van Vliet, L. 1985. Mogelijke gevolgen van anorganische en organische stoffen in baggerspeciedepots voor daar aanwezige of zich ontwikkelende bodem- en zoofauna. RIN. RiN rapport 85/8.
- Vangronsveld, J., Sterckx, J., Van Assche, F., Clijsters, H., 1995. Rehabilitation studies on an old non-ferrous waste dumping ground: effects of revegetation and metal immobilization by beringite. *Journal of Geochemical Exploration* 52, 221-229.
- Verbeeren, S. 1998. Accumulatie van Cu, Pb, Cd en Zn in bosmuizen van baggerslibstorten. Scriptie, University of Ghent, Ghent, 89 p.

- Wagner, K., 1986. Surface water controls, in: Wagner, K. (Eds.), Remedial action technology for waste disposal sites. Noyes, Park Ridge, pp. 19-106.
- Wang, H., Takle, E.S., Wang, H., 1997. Momentum budget and shelter mechanism of boundary-layer flow near a shelterbelt. *Boundary Layer Meteorology* 82(3), 417-435.
- Weber, J.B., Streck, H.J., Shea, P.J., Overcash, H.R., 1981. Nonpoint source pollution from PCB's: Bioavailability and inactivation with activated carbon, in: Khan, M.A.Q., Stanton, R.H. (Eds.), *Toxicology of halogenated hydrocarbons - Health and ecological effects*. Pergamon Press Inc.,
- Wild, S.R., Berrow, M.L., McGrath, S.P., Jones, K.C., 1992. Polynuclear aromatic hydrocarbons in crops from long-term field experiments amended with sewage sludge. *Environ. Pollut.* 76, 25-32.
- Wilson, J., 1984. Microscopic features of wind damage to leaves of *Acer pseudoplatanus* L. *Ann. Bot.* 53, 73-82.
- Wilson, K., 1987. Reclamation of mineral working to forestry, in: Patch, D. (Eds.), *Advances in practical arboriculture*. Forestry commission bulletin 65. HMSO, London, pp. 38-41.